

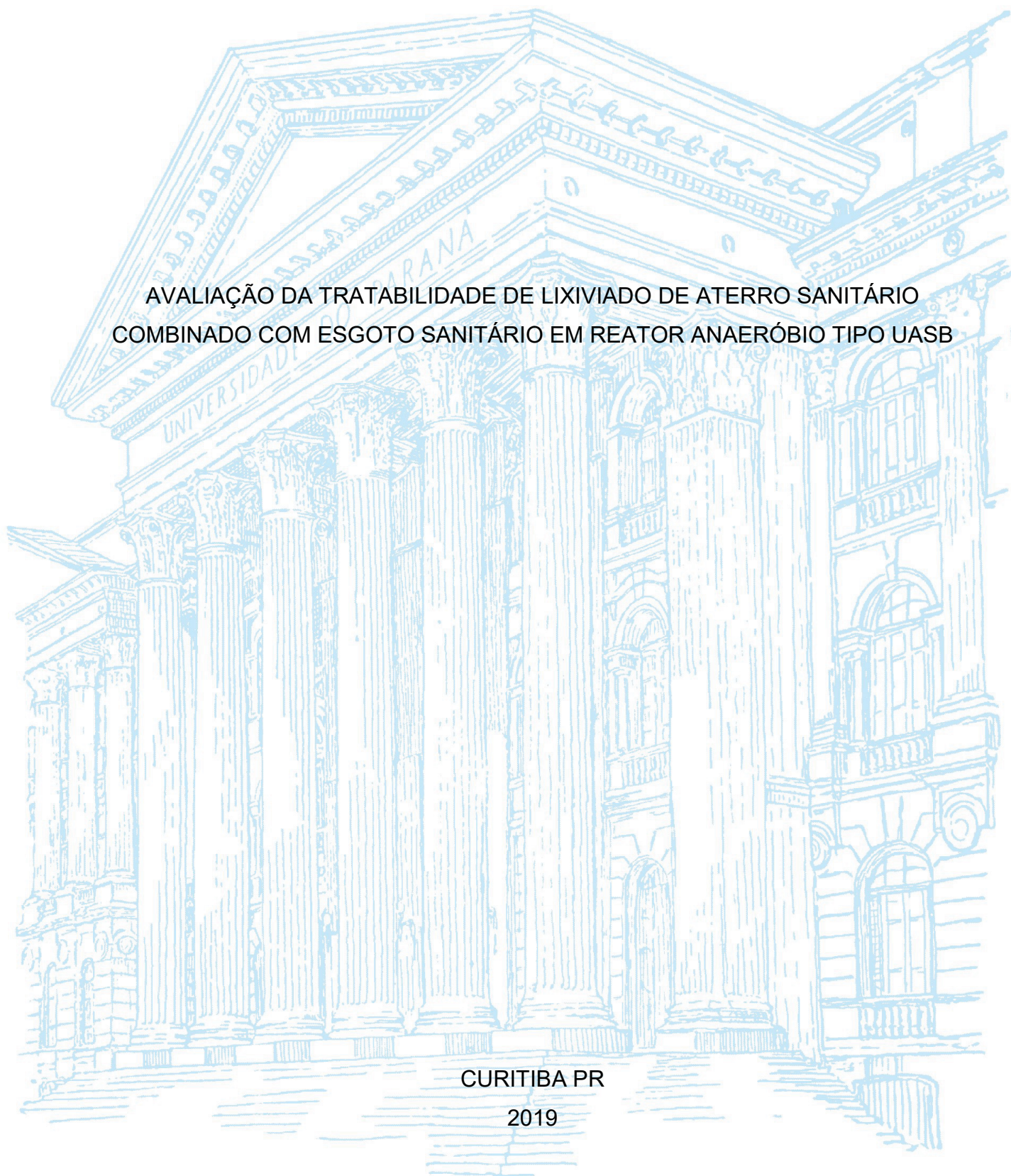
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ELLEN CAROLINE BAETTKER

AVALIAÇÃO DA TRATABILIDADE DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO
COMBINADO COM ESGOTO SANITÁRIO EM REATOR ANAERÓBIO TIPO UASB

CURITIBA PR

2019



ELLEN CAROLINE BAETTKER

AVALIAÇÃO DA TRATABILIDADE DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO
COMBINADO COM ESGOTO SANITÁRIO EM REATOR ANAERÓBIO TIPO UASB

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Miguel Mansur Aisse

CURITIBA PR

2019

Catálogo na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

B241a Baettker, Ellen Caroline

Avaliação da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário em reator anaeróbio tipo UASB [recurso eletrônico] / Ellen Caroline Baettker – Curitiba, 2019.

Tese - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Miguel Mansur Aisse

1. Esgoto - Tratamento. 2. Lodo anaeróbio. 3. Espectroscopia. I. Universidade Federal do Paraná. II. Aisse, Miguel Mansur. III. Título.

CDD: 628.354

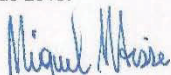
Bibliotecária: Roseny Rivelini Morciani CRB-9/1585

TERMO DE APROVAÇÃO


Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Tese de Doutorado de **ELLEN CAROLINE BAETTKER**, intitulada: **AValiação DA TRATABILIDADE DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COMBINADO COM ESGOTO SANITÁRIO EM REATOR ANAERÓBIO TIPO UASB**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua aprovação no rito de defesa.

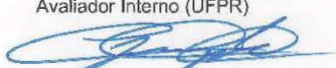
A outorga do título de Doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

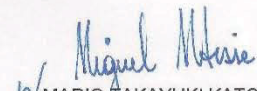
Curitiba, 29 de Março de 2019.

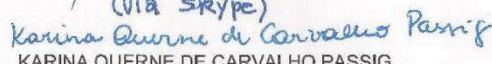


MIGUEL MANSUR AISSE
Presidente da Banca Examinadora


HELOISE GARCIA KNAPIK
Avaliador Interno (UFPR)


JULIO CESAR RODRIGUES DE AZEVEDO
Avaliador Interno ()


p/ MARIO TAKAYUKI KATO
Avaliador Externo (UFPE)
(via skype)


KARINA QUERNE DE CARVALHO PASSIG
Avaliador Externo (UTFPR)

Dedico

A quem dedicou seu amor e sua paciência diária ao meu lado, meu
companheiro Alex Rosch de Faria.

AGRADECIMENTOS

A Deus, fonte de fé e gratidão, pelos dons da sabedoria, perseverança, discernimento e paciência, sem equilíbrio espiritual, o corpo e a mente padeceriam.

A minha Mãe Sirlei Galvão que é meu exemplo de perseverança, fé e entusiasmo. Obrigada por sempre me guiar nos momentos de incertezas com as melhores palavras de encorajamento. Ao meu Pai Auri Baettker e minha segunda Mãe Elaine Bortolotto, pelo apoio, confiança, amor e cuidado. Aos meus irmãos Ellene e Emilio Baettker, que são meus melhores amigos e sempre me dão apoio e entusiasmo para seguir em frente. As meus avós, avôs, tios e tias, primos e primas, pois minha família é meu refúgio de amor e paz.

Ao meu esposo, Alex Rosch de Faria, minha melhor escolha da vida. Obrigada por ser tão generoso comigo, por me amar, me cuidar e me entender nos momentos mais difíceis e nos mais felizes também.

Ao meu orientador Miguel Mansur Aisse, que tanto me inspira. Obrigada por todas horas desprendidas em me ensinar, em me fazer melhorar e fazer me apaixonar ainda mais pelo saneamento. Você é um exemplo de profissional dedicado e com grande empatia ao próximo.

Agradeço imensamente a dois professores que me inspiraram a chegar até aqui e colaboraram em grande parte para a formação da pesquisadora que sou hoje, Professora Karina Querne de Carvalho Passig e Professor Fernando Hermes Passig, sou muito grata a tudo que me ensinaram e a todas as palavras de otimismo que sempre encontrei em vocês.

A pessoa que me recebeu com sorriso desde de o primeiro dia que coloquei os pés no laboratório, Luciane Lemos do Prado, Coordenadora do LABEAM. Sua dedicação e amor pelo que faz contagia. Agradeço imensamente a Deus por a ter colocado em minha vida. Obrigada por tantas horas me ouvindo, me ajudando e contribuindo com meu crescimento na pesquisa e na vida.

Ao amigo de longas jornadas de trabalho Júlio C. Rietow. Sua ajuda foi muito importante para que todo árduo trabalho no aparato experimental, na ETE Padilha, pudesse ser concretizado. E aos fies colaboradores, alunos de iniciação científica: Mateus Müller Arsego, Gustavo H. Marafigo da Cruz, Maurício Y. Y. Nagashima, Priscila L. de Deus, Bruna M. dos Santos, Saymon S. Lima, Karen Sanches e Barbara Azevedo. Minha gratidão é enorme por toda ajuda e colaboração nas análises de

laboratório. Obrigada por me permitir ensinar algo a vocês e aprender diariamente com a convivência.

A colaboradora do projeto e amiga de longa data, Daiane Cristina de Freitas. Obrigada por tantas horas desprendidas no laboratório, por seu trabalho de excelência e seu comprometimento, por me acalmar e me amparar nos momentos mais difíceis. Sua amizade vem do céu.

A amiga Caroline Kozak, pelo empenho em fazer o código Fluorescence Excitation-Emission Matrix Code (FEEMC 1.0) e generosidade em disponibilizar, facilitando a geração dos gráficos de matriz de emissão e excitação (MEE). Conhecer você foi uma das melhores coisas que o doutorado me proporcionou, aprendi que uma amizade sincera prevalece acima de todas as diferenças.

Ao amigo Artur Braga, que além de sua ajuda na montagem e instalação de equipamentos, se dispôs inúmeras vezes com os problemas operacionais e me fazia refletir sobre como resolve-los. Obrigada pelo auxílio no crescimento pessoal, quando eu crescer quero ser igual você. Ao estagiário do laboratório LME Lucas Przygoda que auxiliou com a parte elétrica e a problemas técnicos do aparato experimental. Ao então doutorando Guilherme Samways pelo esforço em viabilizar e instalar os reatores UASB piloto orientados a codisposição.

Aos funcionários da Sanepar - ETE Padilha: Ketllin Ribeiro, André Alves, Valdemar Canei, Carlos Cieslinski, Valter Honório, Silvio Ávila, Anilson Farias, Éder Soares, Diego Werner, Ollisses Ferreira Filho, Eliane dos Reis, Mari (da portaria) e Eduardo Ishisato. Obrigada por diariamente me receberem na ETE, me oferecer ajuda e as vezes só uma conversa. Lidar com pessoas que te olham com respeito pelo seu trabalho é fundamental para fazer a pesquisa experimental ir para frente.

Aos pesquisadores da Sanepar (APD) Giancarlo Lupatini e Bárbara Zanicotti Leite Ross pelo suporte técnico e administrativo para a realização das pesquisas em parceria com a Fundação Araucária. Em especial ao amigo Alexandre Lisboa, pelas inúmeras horas de trabalho em campo. Seu apoio na instalação e manutenção dos equipamentos utilizados nessa pesquisa foram de extrema importância para o andamento do aparato experimental. Obrigada pelas palavras de otimismo e o ombro amigo muitas vezes oferecido.

Ao responsável técnico pela estação de tratamento de lixiviado, Márcio Fernandes, aqui representando a ESTRE Ambiental, pela atenção e disponibilidade durante a realização das coletas de lixiviado.

Aos professores componentes da banca de qualificação Karina Querne de Carvalho, Heloise Garcia Knapik, Julio C. Azevedo e Daniel Costa dos Santos. Obrigada por todas as contribuições feitas nas três etapas de qualificação.

A todos os Professores do PPGERHA, tenho certeza que aprendi um pouco com cada um que passou por mim, mas em especial ao Coordenador Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes por sempre me inspirar, pois sua dedicação e entusiasmo para com esse programa é louvável.

Ao secretario Celmar Mattos, obrigada por se dedicar com tanto carinho a nós, alunos do PPGERHA, sua história de superação e amor a vida nos contagia. Agradeço também a Naiara Alves, secretaria do DHS, e a Thalita Nishimoto, atual secretaria do PPGERHA.

A todos os amigos que fiz nesses quatros anos de doutorado, pode parecer exagero, mas todos foram muito importante: Adelita Ramaiana, Alinne Mizukawa, Ana Paula Muhlenhoff, Angela Jimenez Martinez, Bruna Poli, Bruna Scipioni, Camila Bitencourt, Cybelli Gonçalves Gregório Barbosa, Daniela Appel, Daniele Ferreira, Gabriela Reichert, Hugo Sarmiento Vela, Jean Carlos de Almeida, João F. Resende, João Ponciano, Jonatas Antonelli, Juliana Leithold, Juliana Piza Grudzien, Juliane Rizzi, Julio Werner, Karine Amaral Cubas, Karoline Richtter, Laís Thie Hasuda Nakiao, Leandro Stival, Lediane Marcon, Liege Wosiacki, Livia Trevisan, Luiza Pritsch Dec, Marcelo Coelho, María José P. Acosta, Mayra Ishikawa, Michel M. Monteiro, Patrícia Dall'Agnol, Ricardo Gonçalves de Moraes, Robinson Plosai, Sergio Gonçalves Junior, Tabata Miranda, Victoria Monteiro. E em especial ao meu irmão venezuelano Orlando Duarte, exemplo de coragem e perseverança na vida, obrigada por tudo que me ensinou, torço imensamente por você e sua família.

A todos os funcionários da limpeza que passaram diariamente por mim na universidade, Tia Carminha, Dona Maria, Orildes, Estela e Sueli. Sinto um profundo respeito pelo trabalho de vocês, pois nos dá condições dignas nos espaços de trabalho.

À Fundação Araucária e SANEPAR pelo apoio financeiro na realização dessa pesquisa, executada no âmbito do Convênio 143/2015 do Programa Paranaense de Pesquisas em Saneamento Ambiental (PPPSA). À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado.

Ofertas de Aninha (Aos Moços)

Eu sou aquela mulher
a quem o tempo
muito ensinou.
Ensinou a amar a vida.
Não desistir da luta.
Recomeçar na derrota.
Renunciar a palavras e pensamentos negativos.
Acreditar nos valores humanos.
Ser otimista.

Creio numa força iminente
que vai ligando a família humana
numa corrente luminosa
de fraternidade universal.
Creio na solidariedade humana.
Creio na superação dos erros
e angústias do presente.

Acredito nos moços.
Exalto sua confiança,
generosidade e idealismo.
Creio nos milagres da ciência
e na descoberta de uma profilaxia
futura dos erros e violências do presente.

Aprendi que mais vale lutar
do que recolher dinheiro fácil.
Antes acreditar do que duvidar.

(CORA CORALINA, no livro "Vintém de cobre: minhas confissões de Aninha". 6ª ed.,
São Paulo: Global Editora, 1997, p.145)

RESUMO

Caracterizado por ser uma matriz aquosa complexa, o lixiviado de aterro sanitário pode apresentar riscos de poluição em corpos hídricos, se não gerenciado de forma adequada. Uma das opções é sua codisposição em Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários. Contudo, estudos devem ser realizados para averiguar a viabilidade de tal prática, sobretudo, quanto ao comportamento da matéria orgânica do lixiviado bruto. O presente trabalho teve como objetivo a avaliação da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário em reator anaeróbio tipo UASB. As etapas da pesquisa foram, primeiramente caracterizar o lixiviado bruto por parâmetros físicos, químicos e biológicos tradicionais e por parâmetros coletivos específicos, como DQO inerte e matéria orgânica dissolvida (MOD). A segunda etapa consistiu em avaliar a influência do lixiviado adicionado ao esgoto sanitário (até 20 % v/v), na biodegradação anaeróbia, em reatores de bancada. Na terceira etapa foi avaliado o comportamento do reator tipo UASB (150 L), operado com TDH de 8 h, na codisposição do lixiviado, em porcentagens de 2%, 5% e 10%. Na quarta etapa foram avaliadas as modificações da MOD no tratamento em reator UASB e na quinta etapa foi avaliada a qualidade do lodo anaeróbio visando a disposição agrícola. Os resultados indicam que as amostras de lixiviados apresentaram características distintas entre as coletas, com relação DBO/DQO superior a 0,27, DQO inerte superior a 30% e nitrogênio amoniacal acima de 1792 mg L⁻¹. Os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia destacaram que relações volumétricas de lixiviado superiores a 5% podem interferir de forma significativo no tratamento. A avaliação qualitativa da MOD, no lixiviado, possibilitou monitorar a degradação e a alteração da matéria orgânica lábil, em função do tempo de armazenamento. Os resultados da codisposição, em reatores tipo UASB, demonstraram que o lixiviado não interferiu de forma significativa no tratamento do esgoto, com porcentagem de 2% e 5%, sendo as eficiências em termos de DQO de 53% e 49%, respectivamente. Contudo, para 10% de lixiviado, obteve-se remoção média de DQO de 37% devido a adição de possíveis substâncias tóxicas, como a amônia. Constatou-se elevados valores de cor verdadeira e SDT no efluente, reiterando necessidade de pós-tratamento. As análises espectroscópicas da MOD indicaram que a refratabilidade aumenta conforme maior porcentagem de lixiviado é adicionada. No efluente, de cada etapa, foi possível notar características tanto de matéria orgânica lábil, como refratária. A fluorescência pode ser usada na caracterização da MOD em efluentes e dar indícios da eficiência de remoção desses compostos, junto com os parâmetros COD, DQO e DBO, oferecendo um método complementar de avaliação. A adição de lixiviado com esgoto, por cerca de 2 anos, alterou as concentrações de substâncias inorgânicas no lodo anaeróbio e inviabilizou o uso agrícola, pois as concentrações de Zn resultaram acima aos valores estabelecidos nas resoluções brasileiras.

Palavras chave: Codisposição, Espectroscopia, Lodo anaeróbio, Parâmetros coletivos específicos.

ABSTRACT

Characterized as a complex aqueous matrix, landfill leachate may present pollution risks in a hydrous body if not properly managed. One of the options is the codisposition of the leachate with sanitary sewage, although further studies should be carried out to ascertain the feasibility of such practice, especially concerning the behavior of the organic matter of the raw leachate in this treatment. The present thesis had the objective of evaluating the treatability of landfill leachate combined with sanitary sewage from anaerobic UASB reactor. The stages of the research were first to characterize the raw leachate through the physical, chemical and biological parameters and, through the specific collective parameters, as inert COD and dissolved organic matter (DOM). The second step was to assess the influence of the leachate added to sewage (up to 20% v/v), on anaerobic biodegradation, bench reactors. In the third step, the behavior of the UASB reactor (150 L) was evaluated, operating with 8 h DHT, in the leachate codisposition in sanitary sewage, in percentages of 2%, 5% and 10% v / v. The fourth step evaluated the modifications of the DOM in the anaerobic treatment in UASB reactor and the fifth stage, the quality of the anaerobic sludge was evaluated aiming the agricultural layout. The results indicated that the samples of leachates evaluated presented very different characteristics from one collection to another, with BOD/COD ratio above 0.27, inert COD of more than 30% and ammonia concentration of 1.792 mg L⁻¹. The anaerobic biodegradability tests with raw leachate and sanitary sewage have highlighted that volumetric ratios higher than 5%, can interfere significantly in the treatment performance. The qualitative evaluation of the DOM, in the leachate, allowed monitoring the degradation and the alteration of the labile organic matter, as a function of storage time. The results of the codisposition, in UASB reactors, showed that the leachate did not significantly interfere in the treatment of sewage, with a percentage of 2% and 5%, with COD efficiencies of 53% and 49%, respectively. However, for the 10% leachate percentage, COD average removal was 37% due to the addition of possibly toxic substances, such as ammonia. High values of true color and TDS were observed in the effluent due to the addition of the leachate, observing the need for post-treatment of the effluent. The spectroscopic analyses of the DOM indicated that the retractability increases as a higher percentage of leachate are added. In the effluent, from each stage, it is possible to note the characteristics of both labile organic matter and refractory organic matter. Fluorescence can be used to characterize the DOM in effluents and provide evidence of the removal efficiency of these compounds, together with the DOC, COD and BOD parameters, offering a complementary method of evaluation. The addition of leachate with sewage in a UASB reactor, for about two years, altered the concentrations of inorganic substances in the anaerobic sludge and made agricultural use unfeasible, since the Zn concentrations are above the limits established in the Brazilian resolutions.

Keywords: Codisposition, Spectroscopy, Anaerobic sludge, Specific collective parameters.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. ETAPAS DE FORMAÇÃO DO LIXIVIADO NO ATERRO SANITÁRIO...	21
FIGURA 2. DESENHO ESQUEMÁTICO DE UM REATOR TIPO UASB.	38
FIGURA 3. PROCESSAMENTO DO LODO DE ESGOTO EM UMA ETE.	44
FIGURA 4. MÉTODOS PARA DETERMINAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA	67
FIGURA 5. COMPARAÇÃO ENTRE A ABRANGÊNCIA DE ANÁLISES EM DIFERENTES COMPOSTOS DA MO	73
FIGURA 6. REPRESENTAÇÃO DA ABSORBÂNCIA DOS CONSTITUINTES DA MO EM RELAÇÃO AO NÍVEIS DE COMPRIMENTO DE ONDA.	75
FIGURA 7. REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DAS FRAÇÕES DE FLUORESCÊNCIA DA MOS E SEU COMPRIMENTO DE ONDA DE EMISSÃO E EXCITAÇÃO.....	80
FIGURA 8. DESCRIÇÃO DAS ETAPAS DO PROJETO.....	87
FIGURA 9. FOTOGRAFIA AÉREA DA ETE PADILHA SUL – CURITIBA (PR).	88
FIGURA 10. FLUXOGRAMA DE TRATAMENTO DA ETE PADILHA SUL	89
FIGURA 11. CGR IGUAÇU – FAZENDA RIO GRANDE (PR): VISTA DO ATERRO	90
FIGURA 12. APARATO EXPERIMENTAL DO ENSAIO DE DQO INERTE DO LIXIVIADO.....	91
FIGURA 13. DESENHO ESQUEMÁTICO DO APARATO EXPERIMENTAL UTILIZADO NO ENSAIO DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA.	92
FIGURA 14. INSTALAÇÃO PILOTO PARA ESTUDO DE CODISPOSIÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO E LIXIVIADO.....	93
FIGURA 15. RESERVATÓRIOS PARA ALIMENTAÇÃO.....	94
FIGURA 16. APARATO EXPERIMENTAL DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO.....	95
FIGURA 17. APARATO EXPERIMENTAL UTILIZADO NOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA	100
FIGURA 18. MEE E A LOCALIZAÇÃO DAS BANDAS DEFINIDAS POR COMBLE (1996) E CARSTEA (2012)	102
FIGURA 19. DESENHO ESQUEMÁTICO DA INSTALAÇÃO PILOTO	104
FIGURA 20. RESERVATÓRIO DE ARMAZENAMENTO DO LIXIVIADO	105

FIGURA 21. ESPECTRO UV-VIS PARA AS AMOSTRAS DE LIXIVIADO DE JANEIRO A MAIO DE 2018.....	121
FIGURA 22. MATRIZES DE EMISSÃO-EXCITAÇÃO DE FLUORESCÊNCIA DAS AMOSTRAS DO LIXIVIADO DO RESERVATÓRIO	124
FIGURA 23. VOLUME DE CH ₄ PRODUZIDO NOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA ENTRE ESGOTO SANITÁRIO E LIXIVIADO BRUTO DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO	128
FIGURA 24. VOLUME DE CH ₄ PRODUZIDO NOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA ENTRE ESGOTO SANITÁRIO E LIXIVIADO BRUTO DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO	131
FIGURA 25. MATRIZ DE EMISSÃO-EXCITAÇÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO 1 DE BIODEGRADABILIDADE INICIAL (A, C, E, G, I) E APÓS 20 DIAS, FINAL (B, D, F, H, J).....	133
FIGURA 26. MATRIZ DE EMISSÃO-EXCITAÇÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO 3 DE BIODEGRADABILIDADE INICIAL (A, C, E, G, I) E APÓS 20 DIAS, FINAL (B, D, F, H, J).....	134
FIGURA 27. VARIAÇÃO DA DQO INERTE ANAERÓBIA OS LONGO DO TEMPO	140
FIGURA 28. COMPORTAMENTO TEMPORAL DA DQO, DBO E AMÔNIA DOS LIXIVIADOS ARMAZENADOS.....	143
FIGURA 29. VARIAÇÃO DAS INTENSIDADES DE FLUORESCÊNCIA DAS BANDAS A, C, B, T1 E T2 DURANTE O TEMPO DE ARMAZENAMENTO DE CADA AMOSTRA DE LIXIVIADO	146
FIGURA 30. REATOR UASB: ESQUEMA DAS ETAPAS E CARRAGAMENTO DO LIXIVIADO UTILIZADO	148
FIGURA 31. GRÁFICOS <i>BOXPLOT</i> DA DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES DE pH DO REATOR TIPO UASB PARA AS QUATRO ETAPAS	152
FIGURA 32. GRÁFICO <i>BOXPLOT</i> DA DISTRIBUIÇÃO DO VALOR DA ALCALINIDADE TOTAL DO REATOR TIPO UASB PARA AS QUATRO ETAPAS.....	153
FIGURA 33. GRÁFICO <i>BOXPLOT</i> DA DISTRIBUIÇÃO DO VALOR DOS ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS DO REATOR TIPO UASB PARA AS QUATRO ETAPAS.....	154
FIGURA 34. VARIAÇÃO DA RELAÇÃO AGV/AT DO EFLUENTE NAS QUATRO.	156

FIGURA 35. GRÁFICO <i>BOXPLOT</i> DA DISTRIBUIÇÃO DO VALOR DE DQO DO REATOR TIPO UASB PARA AS QUATRO ETAPAS	157
FIGURA 36. GRÁFICO <i>BOXPLOT</i> DA DISTRIBUIÇÃO DO VALOR DE DBO E DBO DO REATOR TIPO UASB PARA AS QUATRO ETAPAS	158
FIGURA 37. GRÁFICO <i>BOXPLOT</i> DA DISTRIBUIÇÃO DO VALOR DE DBO E DBO DO REATOR TIPO UASB PARA AS QUATRO ETAPAS	159
FIGURA 38. REATOR UASB: RESULTADOS EM TERMO DE EFICIÊNCIA E COV DAS QUATRO ETAPAS	160
FIGURA 39. REATOR UASB: VALORES AFLUENTE E EFLUENTE DOS PARÂMETROS COR E CONDUTIVIDADE DAS QUATRO ETAPAS AVALIADAS	163
FIGURA 40. VALORES MÉDIOS AFLUENTE E EFLUENTE PARA O PARÂMETRO SST	165
FIGURA 41. VALORES DA CONCENTRAÇÃO DAS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE DOS PARÂMETROS NTK E NA NAS QUATRO ETAPAS AVALIADAS E DA CNV APLICADA	167
FIGURA 42. ESPECTRO UV-VIS PARA AS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE DAS ETAPAS 0%; 2%, 5% E 10%	170
FIGURA 43. CORRELAÇÕES DE PEARSON (r) PARA AS ABSORBÂNCIAS EM A254 E A280 COM OS PARÂMETROS COD, DQO E DBO	171
FIGURA 44. MATRIZ DE EMISSÃO-EXCITAÇÃO DE FLUORESCÊNCIA DAS QUATRO ETAPAS, NAS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE, DO REATOR TIPO UASB	175
FIGURA 45. ESPECTRO UV-VIS PARA AS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE DAS ETAPAS 0%; 2%, 5% E 10%	176
FIGURA 46. EFICIÊNCIA DAS INTENSIDADES DE FLUORESCÊNCIA DAS BANDAS A, C, B, T1 E T2 DA MO EM TERMOS DE DQO, DBO E COD	178

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1. CONTAMINANTES IMPORTANTES PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES	35
QUADRO 2. RESUMO DE CONCLUSÕES DE ALGUMAS PESQUISAS SOBRE TRATAMENTO CONJUNTO DO LIXIVIADO E ESGOTOS DESENVOLVIDAS PELO PROGRAMA PROSAB (2009)	61
QUADRO 3. RESUMOS DOS TRABALHOS QUE UTILIZARAM TÉCNICAS DE ESPECTROSCOPIA EM ESGOTO SANITÁRIO, LIXIVIADO OU AMBOS.	83
QUADRO 4. RESUMO DAS ANÁLISES DE ESPECTROSCOPIA	103

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO EM FUNÇÃO DA FASE DO ATERRO .	25
TABELA 2. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICA DOS LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIOS BRASILEIROS.....	26
TABELA 3. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO QUÍMICA DE LIXIVIADOS DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA-PR.....	27
TABELA 4. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DO LIXIVIADO DE DOIS ATERRO DO PARANÁ, GUARATUBA E LONDRINA.	29
TABELA 5. EXEMPLO DE PROCESSOS DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO	32
TABELA 6. CLASSIFICAÇÃO DOS ESGOTOS POR MEIO DE CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS	33
TABELA 7. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE ESGOTOS SANITÁRIOS DE CURITIBA E RMC (PR).....	34
TABELA 8. RESUMO DOS TRABALHOS RELACIONADOS À PERFORMACE DE REATORES TIPO UASB TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS EM ESCALA PLENA	39
TABELA 9. TEORES DE NUTRIENTES E DE SUBSTÂNCIAS INORGÂNICAS DE LODO DE DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO NO BRASIL.....	45
TABELA 10. TEORES DE ELEMENTOS QUÍMICOS OBSERVADOS NO LODO DE ESGOTO DAS ETE'S DO ESTADO DO PARANÁ.....	48
TABELA 11. TEORES DE SUBSTÂNCIAS INORGÂNICAS DE LODO DE DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO BRASILEIROS	49
TABELA 12. ESTUDOS DA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM ESGOTO DOMÉSTICO EM DIFERENTES SISTEMAS FORA DO BRASIL.	53
TABELA 13. ESTUDOS DA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM ESGOTO DOMÉSTICO NO BRASIL	57
TABELA 14. ESTUDOS DA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM ESGOTO DOMÉSTICO EM REATORES TIPO UASB.	63
TABELA 15. APLICAÇÕES DE UV-VIS NA AVALIAÇÃO DA MOD EM DIFERENTES COMPRIMENTOS DE ONDA.	76
TABELA 16. PARÂMETROS ANALISADOS, SEUS RESPECTIVOS MÉTODO DE ANÁLISE, METODOLOGIA E A REFERENCIA UTILIZADA.	96

TABELA 17. SOLUÇÕES DE MACRONUTRIENTES E MICRONUTRIENTES UTILIZADAS NO ENSAIO DE DQO INERTE.	97
TABELA 18. RESUMO DOS DIFERENTES ARRANJOS DA MISTURA LODO, ESGOTO SANITÁRIO E LIXIVIADO EM QUATRO ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE.....	99
TABELA 19. PROCEDIMENTO EXPERIMENTA.....	105
TABELA 20. PARÂMETROS PARA OS PONTOS DE COLETAS E FREQUÊNCIA	106
TABELA 21. DESCRIÇÃO DAS AMOSTRAS DE LODO AVALIADAS	110
TABELA 22. RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO ESGOTO SANITÁRIO DA ETE PADILHA SUL.	111
TABELA 23. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA DO LIXIVIADO DO ATERRO DE CURITIBA - PR.....	114
TABELA 24. RELAÇÕES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICO DO LIXIVIADO DO ATERRO DE CURITIBA - PR	115
TABELA 25. COEFICIENTES DE ABSORTIVIDADE DAS AMOSTRAS DE LIXIVIADO	121
TABELA 26. VALORES MÁXIMOS DE PICO DE INTENSIDADE DE FLUORESCÊNCIA OBTIDOS NAS MEE	125
TABELA 27. RAZÃO DE FLUORESCENCIA DAS AMOSTRAS DE LIXIVIADO	126
TABELA 28. RESULTADOS DO ENSAIO DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DO TRATAMENTO COMBINADO ENTRE LIXIVIADO BRUTO E ESGOTO SANITÁRIO DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO.....	127
TABELA 29. RESULTADOS DO ENSAIO DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DO TRATAMENTO COMBINADO ENTRE LIXIVIADO BRUTO E ESGOTO SANITÁRIO DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO.....	130
TABELA 30. RESUMO DOS INTENSIDADES DOS PICOS E EFICIÊNCIAS OBTIDAS NOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA.....	135
TABELA 31. RESULTADOS DOS ENSAIOS DE DQO INERTE ANAERÓBIA DO ESGOTO BRUTO E DO LIXIVIADO.....	138
TABELA 32. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO ARMAZENADO.	142
TABELA 33. DECAIMENTO DA MATÉRIA ORGÂNICA (DQO E DBO) PARA A COLETA DE LIXIVIADO	144

TABELA 34. VALORES MÉDIOS DA TEMPERATURA AMBIENTE E AS CARGAS MÉDIAS APLICADAS EM CADA ETAPA OPERACIONAL.	148
TABELA 35. RESUMO DOS RESULTADOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS ANÁLISES DO REATOR TIPO UASB.....	150
TABELA 36. EFICIÊNCIAS EM TERMO DE REMOÇÃO MÉDIA DE ST, STF, STV E SSV.....	166
TABELA 37. CONCENTRAÇÃO DO COD E COEFICIENTES DE ABSORTIVIDADE E ESTIMATIVA DA AROMATICIDADE PARA AS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE, NAS QUATRO ETAPAS DE CARREGAMENTO	171
TABELA 38. CORRELAÇÃO DE PEASON ENTRE AS BANDAS DA FLUORESCÊNCIA E OS PARAMENTROS DOC, DQO E DBO, DAS AMOSTRAS DO REATOR UASB	179
TABELA 39. RAZÃO DE FLUORESCENCIA DAS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE DE CADA ETAPA DO REATOR UASB.....	180
TABELA 40. REATOR UASB: CONCENTRAÇÕES DE SUBSTÂNCIAS INORGÂNICAS POTENCIALMENTE TÓXICAS NO LODO ANAERÓBIO SEM CONTATO COM O LIXIVIADO E COM 10, 15 E 20 MESES DE CONTATO COM O LIXIVIADO.....	182
TABELA 41. RESULTADOS DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO	184

LISTA DE SIGLAS, SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

A	- Absorbância
AAV	- Acidez a ácidos voláteis
AB	- Alcalinidade a Bicarbonato
ABNT	- Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	- Ácidos Graxos Voláteis
AME	- Atividade Metanogênica Específica
AT	- Alcalinidade Total
BAS	- Biofiltro Aerado Submerso
COD	- Carbono Orgânico Dissolvido
CNV	- Carga de Nitrogênio Volumétrica
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	- Carbono Orgânico Total
COV	- Carga Orgânica Volumétrica
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
DQOf	- Demanda Química de Oxigênio Filtrada
DVP	- Desvio Padrão
Em	- Emissão
ETE	- Estação de Tratamento de Esgoto
ETL	- Estação de Tratamento de Lixiviado
Ex	- Excitação
Fd	- Fator de Diluição
FR	- Razão de Fluorescência
HIX	- Índice de humificação
K	- Constante de decaimento
MEE	- Matriz de Emissão e Excitação
MOD	- Matéria orgânica dissolvida
MODr	- Matéria orgânica dissolvida refratária
NA	- Nitrogênio Amoniacal
N-NO ₂ ⁻	- Nitrito
N-NO ₃ ⁻	- Nitrato
NT	- Nitrogênio Total
NTK	- Nitrogênio Total Kjeldahl
PNRS	- Política Nacional de Resíduos Sólidos
PROSAB	- Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
RBS	- Reatores em Batelada Sequenciais
SDT	- Sólidos Dissolvidos Totais
SST	- Sólidos Suspensos Totais
ST	- Sólidos Totais
STF	- Sólidos Totais Fixos
STV	- Sólidos Totais Voláteis
Suva	- Absorbância Específica

T	- Temperatura
TDH	- Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	- <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UV-VIS	- Ultravioleta-Visível
λ	- Comprimento de onda
Θ	- Coeficiente de temperatura

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	JUSTIFICATIVA.....	15
1.2	RELEVÂNCIA.....	16
1.3	HIPÓTESES	18
1.4	ORGANIZAÇÃO DA TESE.....	18
1.5	OBJETIVOS	19
1.5.1	Objetivo geral	19
1.5.2	Objetivos específicos.....	19
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	20
2.1	LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	20
2.1.1	Disposição de Resíduos Sólidos em Aterros Sanitários e Geração de Lixiviado	20
2.1.2	Composição e Caracterização do Lixiviado	23
2.2	COMPOSIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS ESGOTOS SANITÁRIOS.....	33
2.3	TRATAMENTO ANAERÓBIO.....	36
2.3.1	Reatores tipo UASB.....	37
2.3.2	Avaliação da atividade microbiana	40
2.3.3	Caracterização do lodo anaeróbio	42
2.3.4	Disposição agrícola	46
2.4	TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO E ESGOTO	49
2.4.1	Estudos do tratamento de lixiviados com esgoto sanitário fora do Brasil	52
2.4.2	Estudos do tratamento de lixiviados com esgoto sanitário no Brasil	56
2.5	ENSAIO DE BIODEGRADABILIDADE ANAEROBIA	65
2.6	PARÂMETROS COLETIVOS ESPECÍFICOS PARA CARACTERIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA	68
2.6.1	DQO Inerte	69
2.6.2	Caracterização da Matéria Orgânica Dissolvida (MOD) por Espectroscopia de Fluorescência e de Absorbância na Região do UV/Vis	71
2.6.2.1	Espectroscopia de Absorbância	74
2.6.2.2	Espectroscopia de Fluorescência	78
2.6.2.3	Estudos da caracterização da MOD em Estações de Tratamento de Esgoto e em Lixiviado	81

3	MATERIAL E MÉTODOS.....	87
3.1	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	87
3.2	ÁREA DE ESTUDO	87
3.2.1	Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Padilha Sul	87
3.2.2	Centro de Gerenciamento de Resíduos Iguaçu.....	89
3.3	MATERIAIS	90
3.3.1	Equipamentos para os parâmetros físico-químicos	90
3.3.2	Equipamentos para os parâmetros coletivos específicos	90
3.3.2.1	DQO inerte	91
3.3.2.2	Carbono Orgânico Dissolvido e Espectrofotometria UV/Vis	91
3.3.2.3	Espectroscopia de fluorescência	92
3.3.3	Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia.....	92
3.3.4	Instalação Piloto	93
3.3.5	Atividade Metanogênica Específica (AME).....	94
3.4	MÉTODOS	95
3.4.1	Caracterização física e química.....	95
3.4.2	Ensaio da DQO inerte.....	96
3.4.3	Ensaio de biodegradabilidade.....	98
3.4.4	Carbono Orgânico Dissolvido, Espectroscopia de fluorescência e espectrofotometria UV/Vis.....	100
3.4.5	Instalação piloto – Operação e Monitoramento	104
3.4.5.1	Inoculação do reator	106
3.4.6	Caracterização do Lodo.....	107
3.4.6.1	Atividade Metanogênica Específica	107
3.4.6.2	Caracterização física e química do Lodo.....	109
3.4.7	Análise Estatística	110
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	111
4.1	CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS.....	111
4.1.1	Esgoto Sanitário	111
4.1.2	Lixiviado.....	113
4.1.2.1	Caracterização por parâmetros físico-químicos tradicionais	113
4.1.2.2	Caracterização da MOD do lixiviado (Parâmetros Coletivos Específicos).....	120
4.2	BIODEGRADAÇÃO ANAERÓBIA	127
4.2.1	Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia.....	127

4.2.1.1	Avaliação qualitativa da MOD no Ensaio de Biodegradabilidade	132
4.2.2	Ensaio da DQO inerte.....	138
4.2.3	Curva de decaimento do monitoramento temporal	141
4.2.3.1	Avaliação qualitativa da MOD no Ensaio de Biodegradabilidade	145
4.3	AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DO REATOR TIPO UASB NA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM ESGOTO SANITÁRIO	147
4.3.1	Parâmetros pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis.....	152
4.3.2	Parâmetros DQO, DBO e COD	157
4.3.3	Cor e condutividade.....	163
4.3.4	Série de sólidos	165
4.3.5	Parâmetros nitrogênio total Kjeldhal e nitrogênio amoniacal	167
4.3.6	Avaliação do comportamento da MOD na codisposição do lixiviado em esgoto sanitário	169
4.3.6.1	Espectro de Absorbância UV-Vis	169
4.3.6.2	Fluorescência	174
4.4	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO LODO ANAERÓBIO VISANDO DISPOSIÇÃO AGRÍCOLA.....	181
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	185
5.1	CONCLUSÕES.....	185
5.2	RECOMENDAÇÕES	187
	REFERÊNCIAS.....	189
	APÊNDICE 1 – . MATRIZ DE EMISSÃO-EXCITAÇÃO DE FLUORESCÊNCIA DAS QUATRO ETAPAS, NAS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE, DO REATOR TIPO UASB.....	212
	APÊNDICE 2 – GRÁFICOS DE DISPERSÃO COM AS CORRELAÇÃO DE PEASON ENTRE AS BANDAS DA FLUORESCÊNCIA E OS PARÂMENTROS DOC, DQO E DBO, DAS AMOSTRAS DO REATOR UASB	216

1 INTRODUÇÃO

A preocupação com os resíduos sólidos é problema recorrente no mundo. No Brasil ações mais severas para disposição, controle e tratamento dos resíduos foram propostas na Lei 12.305/10, na qual foi instituída a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Na PNRS os municípios brasileiros tinham por atribuição implantar aterros sanitários, por ser a forma mais viável de disposição final dos resíduos sólidos urbanos, tanto do ponto de vista técnico, quanto econômico, a partir de 2014. De acordo com o Instituto Ambiental do Paraná (IAP), até o ano de 2017 cerca de 98 municípios se encontravam fora da conformidade prevista na lei.

Entretanto, os aterros sanitários ainda representam risco ambiental devido à liberação de gases (CH_4 , CO_2 , NH_3 , dentre outros) e por causa da formação de líquido durante o processo de degradação dos resíduos sólidos. Esse líquido, denominado lixiviado, possui cor escura e pode conter matéria orgânica, compostos nitrogenados, sólidos dissolvidos, além de metais pesados e outros constituintes tóxicos. As características do lixiviado e as concentrações dos seus constituintes, são diretamente influenciadas por fatores físicos, químicos e biológicos, quais sejam: tipo de resíduo aterrado, grau de decomposição, clima, estação do ano, idade do aterro, profundidade em que o resíduo foi aterrado, tipo de operação do aterro, dentre outros (QASIM; CHIANG, 1994; RENOU et al., 2008; XU et al., 2010; FERRAZ et al., 2014; MOHAMMAD-PAJOOH et al., 2017).

Devido a esses fatores, os dados disponíveis sobre a composição do lixiviado são altamente dispersos. Além disso, esse líquido é gerado no aterro sanitário desde o momento em que este é iniciado e segue a ser gerado pelas décadas seguintes e também após seu fechamento (WANG, 2013; BRENNAN et al., 2017), situação essa que faz do lixiviado um passivo ambiental.

Uma tendência no tratamento do lixiviado é a combinação de processos para remoção de matéria orgânica e de nitrogênio amoniacal, devido as suas maiores concentrações. Dentre as diferentes alternativas para destino e tratamento do lixiviado, a opção do lançamento desse resíduo em estações de tratamento de esgotos pode ser aplicação efetiva e viável. Isso porque as estações auxiliam na diminuição dos efeitos deletérios do lixiviado em corpos d'água receptores (MARTTINEN et al., 2002; DAJIC et al., 2016).

Diante do quadro desafiador ao tratamento de lixiviado, principalmente em aterros de pequeno e médio porte, aliado aos problemas econômicos nacionais, as Municipalidades e Empresas gestoras de Aterros buscam cada vez mais solicitar as Empresas de saneamento o tratamento de lixiviado, conjuntamente com o tratamento dos esgotos sanitários

A aplicação do tratamento combinado pode ser opção vantajosa, pois além de gerar efluente final de boa qualidade, reduz o custo do tratamento. Sendo empregado em estação de tratamento de esgoto (ETE) existente, pode também evitar a necessidade de investir em nova instalação. Muitos autores afirmam que o lixiviado pode ser adicionado ao efluente sanitário, em proporções volumétricas que não excedam 10%, pois os processos biológicos são menos suscetíveis aos efeitos tóxicos, como por exemplo, altas concentrações de amônia (DEL BORGHI et al., 2003, RENOU et al., 2008; YU et al., 2010; FERRAZ et al., 2014; BRENNAN et al., 2017).

Contudo, para haver esta codisposição do lixiviado de aterros sanitários em ETEs, deve-se fazer avaliação preliminar do projeto de ETE. Também, é preciso realizar monitoramentos com base em critérios mais rigorosos que os aplicados no sistema atualmente. Um exemplo disso é a necessidade de considerar que não se pode utilizar os mesmos modelos e as mesmas cinéticas de degradação dos processos biológicos em esgoto sanitário, para os componentes do lixiviado (CAMPOS, 2014).

Para aplicar o tratamento adequado e para empregar a tecnologia mais viável à remoção destes constituintes, são necessárias, além das caracterizações físico-químicas do efluente, determinações de parâmetros coletivos específicos. Essas determinações são, por exemplo, a DQO inerte, biodegradabilidade anaeróbia e a identificação de compostos mais complexos. Pois caso seja detectada presença de certos compostos em elevadas concentrações, capazes de inibir o processo de degradação, o efluente pode ser submetido a processos que reduzam essa toxicidade (LANGE; AMARAL, 2009). O processo anaeróbio é boa alternativa para tratamento de águas residuárias, como por exemplo: esgotos sanitários, resíduos sólidos urbanos, resíduos industriais e animais, pois possui elevada eficiência para remoção de material orgânico solúvel. Ainda assim, o tratamento não atinge os limites preconizados na legislação ambiental vigente (SPEECE, 1995).

De acordo com Amaral et al. (2008), entre as formas de controlar os problemas inerentes aos processos anaeróbios está o emprego de caracterização

mais detalhada do efluente antes, durante e após tratamento. Isso permite o entendimento de todo processo, além da caracterização do lodo gerado pelo tratamento, que deve estar de acordo com os padrões e normas regulamentadoras da disposição de resíduos.

1.1 JUSTIFICATIVA

Questionamentos devem ser feitos para a prática da codisposição de lixiviado em esgoto sanitário, pois os critérios de avaliação para justificar o lançamento de lixiviados em ETEs, atualmente, se baseiam mais na ‘cooperação’ entre empresas de saneamentos e empresas de coleta de lixo. Essa ‘cooperação’, por vezes, pode vir a acontecer de tal modo que questões de viabilidade técnica e econômica (que não foram discutidas nesse trabalho) sejam mais atentadas pelas empresas do que os critérios de eficiência da remoção dos compostos presentes no lixiviado. Sendo assim, existe segurança efetiva quando se avalia o tratamento da mistura esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário, baseados nas análises de DBO, DQO, nitrogênio, fósforo e metais pesados? Ou há necessidade de aumentar o número de variáveis monitoradas no afluente à ETE, no lixiviado e no efluente à ETE?

Isto posto, a justificativa deste projeto, no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, combinado com esgoto sanitário, recai principalmente no fator desconhecido pertinente aos componentes que não são detectados pelas análises de rotina de monitoramento de ETEs. Além disto, abordar os aspectos do tratamento anaeróbico em reator tipo UASB, para analisar a remoção ou diluição do lixiviado no processo combinado. De maneira complementar, buscar avaliar o lodo através de ensaios de atividade metanogênica específica (AME), antes e após a adição do lixiviado, bem como suas características físicas e químicas, mas principalmente em termos de metais pesados, visando disposição agrícola.

Ainda não se sabe qual proporção volumétrica de lixiviado pode ser lançada nas estações de tratamento de esgoto sem prejuízos aos sistemas biológicos de tratamento. Além disso, são escassas as informações comprovando que compostos recalcitrantes, presentes no lixiviado como substâncias húmicas e fúlvicas, por exemplo, são removidos no tratamento combinado.

Um importante questionamento, ainda não esclarecido na literatura é levantado nesta tese: o lixiviado é efetivamente tratado com esgoto sanitário nos

reatores anaeróbios ou apenas diluído (permanecendo a matéria orgânica de difícil degradação no efluente tratado)?

Estes questionamentos têm origem nas características diferenciadas que o lixiviado apresenta em relação ao esgoto, dentre as quais destacam-se as elevadas concentrações de compostos orgânicos recalcitrantes, nitrogênio amoniacal e de salinidade. Mas principalmente, sobre as características matéria orgânica refratária, que apesar de ela não se degradar, suas moléculas se modificam, contudo, as propriedades refratária permaneceram.

1.2 RELEVÂNCIA

O presente trabalho possui relevância na caracterização de lixiviado e de esgoto doméstico, baseadas na determinação de parâmetros coletivos específicos como biodegradabilidade, a caracterização da matéria orgânica pelo ensaio da DQO inerte, técnicas de espectroscopia de fluorescência e as técnicas de ultravioleta visível. Tais parâmetros determinados em amostras do afluente e efluente, foram submetidos em reatores tipo UASB, fornecendo informações qualitativas e quantitativas. Estas técnicas são de grande importância, pois podem fornecer melhor embasamento a respeito da matéria orgânica, bem como de sua refratibilidade, composição, origem e decomposição, elementos fundamentais à caracterização de lixiviados de aterros sanitários e desempenho de reatores anaeróbios.

A avaliação e quantificação da fração orgânica inerte de lixiviados de aterros sanitários é ferramenta que pode subsidiar a escolha de sistemas para tratamento destes poluentes. Também, pode auxiliar na avaliação da eficiência do processo, bem como demonstrar as limitações do tratamento biológico de determinado efluente (AMARAL, 2007).

Os ensaios de biodegradabilidade das águas residuárias permitem determinar qual fração da DQO pode ser degradada em condições anaeróbias. A biodegradabilidade anaeróbia pode ser definida como a fração máxima de matéria orgânica que será eliminada por digestão anaeróbia em determinadas condições de operação (FIELD et al., 1988; GUERRERO et al., 1996). O ensaio para determinação da DQO inerte é complementar ao ensaio de biodegradabilidade e auxilia nos aspectos relevantes no contexto da avaliação de eficiência e adequação de processos de tratamento de águas residuárias.

As técnicas de espectroscopia de emissão-excitação de fluorescência e de absorvância no ultravioleta visível se aplicam na caracterização da matéria orgânica, justamente devido a sua composição, cujas propriedades de absorção e emissão de energia possibilitam a identificação dos diferentes compostos orgânicos (THOMAS; THERAULAZ, 2007; CARSTEA, 2012). A espectroscopia de fluorescência tem sido aplicada de forma complementar no monitoramento da matéria orgânica dissolvida em sistemas naturais e artificiais (HENDERSON et al., 2009; KNAPIK et al., 2014). Essa técnica foi recentemente utilizada na caracterização qualitativa de esgotos sanitários de origem doméstica e lixiviados de aterros sanitários (HUO et al., 2008; YUNUS et al., 2011; XIE; GUAN, 2015). Dentre as vantagens de utilização das técnicas de espectroscopia de fluorescência e de ultravioleta visível associada à determinação da concentração de carbono orgânico dissolvido, está a rápida identificação dos compostos presentes na matriz analisada (KNAPIK et al., 2014; CARSTEA et al., 2016, MESQUITA, et al., 2017; ISKANDER et al. 2018).

As águas residuárias provenientes de ETEs e o lixiviado de aterro sanitário são caracterizados qualitativamente através das técnicas de absorção de UV/Vis e de fluorescência (ARYAL et al., 2016; CARSTEA et al., 2016; JIN et al., 2016). Contudo, não foram observados estudos utilizando essas técnicas na codisposição de lixiviado em esgotos sanitários para tratamento em reatores tipo UASB.

A importância da caracterização da matéria orgânica recai também sobre questões mais profundas, do ponto de vista do manejo de bacias hidrográficas, pois o efluente de águas residuárias flui para rios e lagos e impacta significativamente na qualidade da água de superfície.

Estudos recentes têm sido realizados avaliando o tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitários utilizando sistemas de lodos ativados, biofiltro aerado e sistemas combinados anaeróbios e aeróbios (MANNARINO et al., 2013; CAMPOS et al., 2014; FUDALA-KIIASAK et al., 2014; NASCENTES et al., 2015; SILVA; LEITE, 2015; FERRAZ et al.; 2016, MOJIRI et al., 2016). Existem várias pesquisas sobre tratamento combinado do lixiviado com esgotos sanitários realizadas no Brasil e no exterior. Porém, existem questionamentos quanto às interferências que o lixiviado pode causar ao ser lançado em estação de tratamento de esgoto, principalmente naquelas compostas por processos anaeróbios, que é o caso da maioria das ETEs do Brasil.

Poucas são as informações disponíveis sobre tratamento combinado de lixiviado com esgotos sanitários em reatores tipo UASB, configuração proposta para esta pesquisa. Principalmente no âmbito da aplicação de novos conceitos de análise mais específicas da degradação da matéria orgânica refratária e, na avaliação do lodo para as possíveis modificações que possam ocorrer, com vistas à disposição agrícola.

Esta tese está inserida no projeto intitulado “*Codisposição de Lixiviado de Aterro Sanitário em Reator Anaeróbio tipo UASB tratando Esgoto Sanitário*”, executado no âmbito do convênio 143/2015 do Programa Paranaense de Pesquisas em Saneamento Ambiental, financiada pela Fundação Araucária de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Paraná (FA), em parceria com a Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar). Este apoio sugere a importância do tema no âmbito da realidade local e insere-se também enquanto pesquisa aplicada.

1.3 HIPÓTESES

- A codisposição do esgoto sanitário e do lixiviado de aterro sanitário é possível de ser conduzidas em ETEs que empregam reatores tipo UASB, com baixas relações volumétricas.
- Os parâmetros coletivos específicos auxiliam na avaliação do tratamento anaeróbio do efluente combinado (esgoto sanitário e lixiviado de aterros sanitários) em reator tipo UASB.
- A codisposição com lixiviado modifica as propriedades físico químicas do lodo anaeróbio e inviabiliza a disposição agrícola.

1.4 ORGANIZAÇÃO DA TESE

Esta tese, com base nos objetivos propostos, foi estruturada em 5 capítulos principais, apêndice e anexos.

No capítulo 1, referente à Introdução são contemplados o tema, justificativa, relevância e hipóteses. Também são apresentados o objetivo geral e suas respectivas metas específicas.

O capítulo 2 foi direcionado à revisão bibliográfica que norteia os objetivos da tese. Desse modo, foram abordados temas relevantes, quais sejam: lixiviado de aterro sanitário, composição e caracterização dos esgotos sanitários, tratamento anaeróbio,

tratamento combinado de lixiviado e esgoto, ensaio de biodegradabilidade, parâmetros coletivos específicos para caracterização da matéria orgânica.

No capítulo 3 foi apresentado o delineamento do trabalho, dividindo-se em área de estudo, material e métodos, para atendimento dos objetivos propostos.

No capítulo 4, são apresentados os resultados explanados de acordo com os objetivos específicos.

Finalmente no capítulo 5 são elaboradas as conclusões da tese e as recomendações para trabalhos futuros referentes às lacunas encontradas.

Paralelo aos itens descritos, os apêndices complementaram as informações apresentadas nesta tese.

1.5 OBJETIVOS

1.5.1 Objetivo geral

O objetivo geral do trabalho é a avaliação da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário combinado com esgoto sanitário em reator anaeróbio tipo UASB.

1.5.2 Objetivos específicos

- Caracterizar o lixiviado por meio dos parâmetros físicos e químicos tradicionais, parâmetros coletivos específicos e matéria orgânica dissolvida.
- Avaliar a influência da porcentagem de lixiviado adicionado na combinação com esgoto sanitário nas taxas de biodegradação anaeróbia.
- Avaliar o comportamento do reator piloto na codisposição de lixiviado de aterro sanitário em esgoto sanitário, sem remoção prévia de amônia.
- Avaliar as modificações da MOD no tratamento anaeróbio em reator tipo UASB, na codisposição de lixiviado de aterro sanitário em esgoto sanitário.
- Avaliar a qualidade do lodo anaeróbio visando sua disposição agrícola.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

2.1.1 Disposição de Resíduos Sólidos em Aterros Sanitários e Geração de Lixiviado

De acordo com a NBR 8419 (1992) o aterro sanitário é das técnicas mais seguras e de menor custo para disposição final dos resíduos sólidos urbanos. Fundamentado em critérios de engenharia e normas técnicas específicas, permite confinar tais resíduos de forma segura, controlar a poluição ambiental e proteger a saúde pública.

Cada aterro sanitário é construído de acordo com as características de cada município como, por exemplo: questões culturais e econômicas relativas à população que gera os resíduos, bem como os recursos dispendidos para instalação e operação desta unidade. Em termos gerais, o aterro sanitário consiste em células cuja função é o armazenamento e acondicionamento dos resíduos nelas depositados (DAJIC et al., 2016; LI et al., 2018; CUARTAS et al., 2018).

Os resíduos descarregados nestas células devem ser distribuídos em seu interior e compactados de modo que haja redução do volume acondicionado. Uma vez atingida a capacidade de armazenamento das células, elas devem ser cobertas com camada de terra, evitando a propagação de moscas, ratos, baratas, dentre outros (QASIM; CHIANG, 1994; EL-GOHARY; KAMEL, 2016).

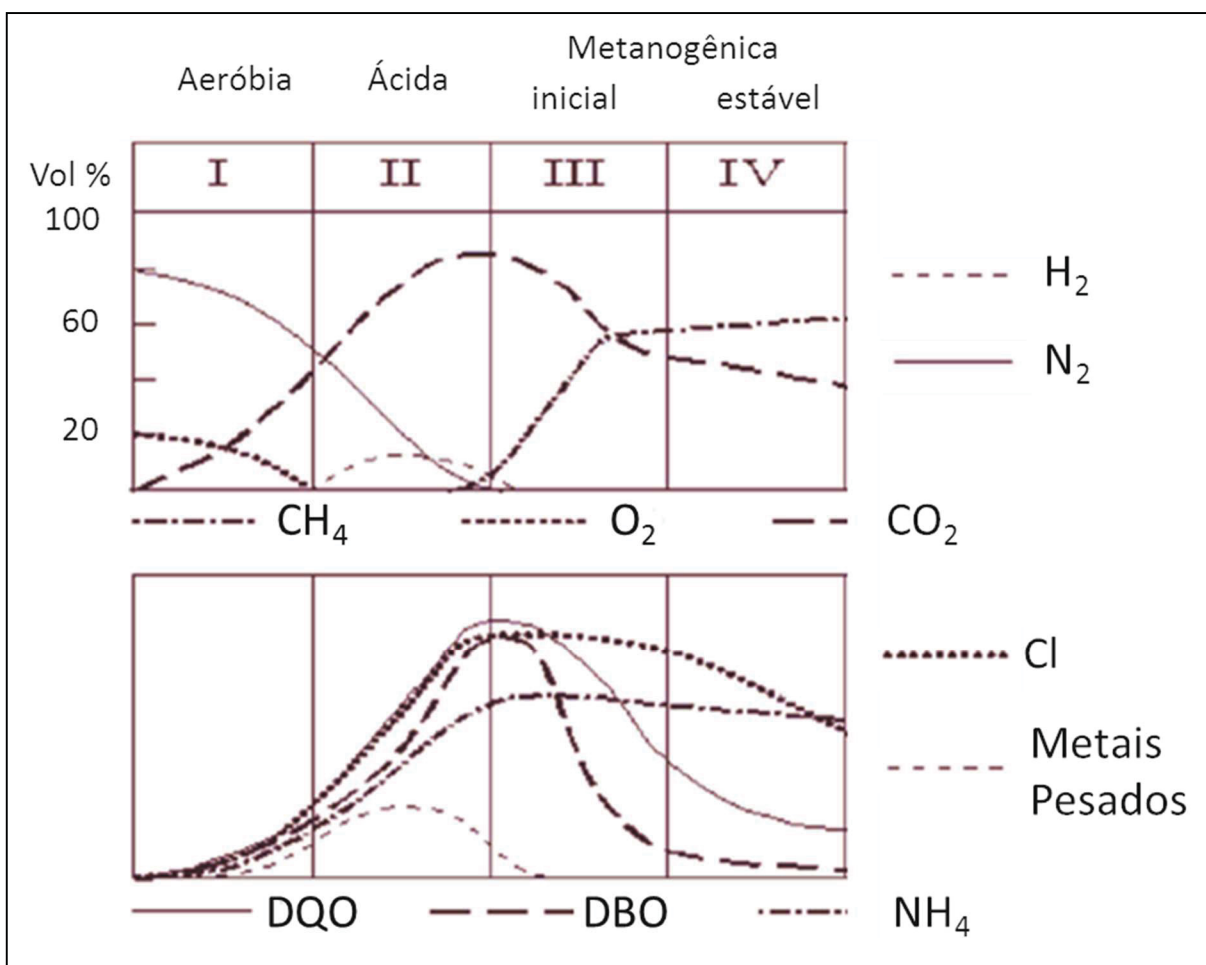
Componente importante e que deve ser bem executado na construção do aterro é a impermeabilização desta célula, para que se possa oferecer resistência à infiltração dos líquidos através delas (QASIM; CHIANG, 1994; CUARTAS et al., 2018). A impermeabilização na base dos aterros promove a minimização de outro risco ambiental: infiltração do lixiviado no solo e consequentemente contaminação de aquíferos. Entretanto, o recolhimento deste rejeito pelo sistema de drenagem requer tratamento para posterior lançamento em um corpo hídrico receptor (SILVA, 2009, DAJIC et al., 2015).

Segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, no ano de 2017, publicado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), foi destinado aproximadamente 71,56 milhões de toneladas de

resíduos sólidos, dos quais apenas 42,3 milhões de toneladas são depositadas em aterros sanitários controlado. Isto é, 41,6% dos resíduos sólidos produzidos no Brasil foram dispostos inadequadamente em lixões ou aterros controlados.

Na Figura 1 é apresentado desenho esquemático das etapas de decomposição da matéria orgânica nas células de aterros sanitários em função do tempo de disposição.

FIGURA 1. ETAPAS DE FORMAÇÃO DO LIXIVIADO NO ATERRO SANITÁRIO



FONTE: Modificado de KJELDSEN et al. (2002)

Legenda: H_2 (gás hidrogênio), N_2 (gás nitrogênio), CH_4 (gás metano), O_2 (gás oxigênio), CO_2 (gás carbônico), Cl (cloro), NH_4 (nitrogênio amoniacal)

Um dos fatores que caracteriza os aterros está relacionado aos processos de degradação que ocorrem no interior do aterro com base na dinâmica dos mesmos. A evolução do aterro divide-se em quatro fases: aeróbia, anaeróbia ácida, metanogênica inicial ou instável e metanogênica estável. O termo “instável” refere-se à possibilidade

das inibições temporárias da produção de metano em função de mudanças ambientais como chuvas ou secas excessivas (SOUTO, 2009). A decomposição aeróbia ocorre quando a massa de resíduo está em contato com o ar, seja por ausência de recobrimento, seja pela má compactação da camada de cobertura. Conforme a massa de resíduo é coberta e compactada, o aterro passa para a fase de decomposição anaeróbia (ZHANG et al., 2015). Sendo assim, com o passar dos anos, em um mesmo aterro essas duas fases vão ocorrendo concomitantemente.

O aterro sanitário pode ser interpretado como um reator anaeróbico que gera, a partir da estabilização da matéria orgânica, subprodutos como gás metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e nitrogênio amoniacal (NH_3 , amônia livre ou amônia gasosa e NH_4^+ , íon amônio). Desse modo, a matéria sólida disposta no aterro será transformada em gases (CH_4 , CO_2 , NH_3 , dentre outros), líquidos (como o lixiviado), apresentando alta concentração de matéria orgânica em termos de DQO, elevada concentração de nitrogênio amoniacal (em decorrência da presença do NH_4^+) e, ainda, matéria sólida remanescente (sob a forma de substâncias húmicas e fúlvicas, refratárias ao processo de digestão anaeróbia) (BIDONE, 2008; PENG, 2017).

Apesar de ser alternativa viável sob vários aspectos, os aterros sanitários possuem a desvantagem da geração do lixiviado, efluente líquido escuro e fétido com elevada instabilidade termodinâmica, devido à presença de compostos não estabilizados derivados da composição parcial da matéria orgânica. Os aterros tem ainda a desvantagem de apresentarem uma série de compostos naturais e sintéticos dissolvidos e dispersos (FLECK, 2003; ARYAL et al., 2016).

A fração líquida do aterro sanitário é resultante de várias fontes, dentre elas, a umidade dos resíduos depositados, a água da chuva que infiltra nas células do aterro e o próprio chorume. Chorume é nome usualmente utilizado para caracterizar o líquido gerado durante o processo da decomposição de caráter anaeróbia dos resíduos sólidos dispostos em aterro sanitário. A esse conjunto de líquidos dá-se o nome de percolado ou lixiviado (BIDONE; POVINELLI, 1999; JAYAWARDHANA et al., 2016; EL-GOHARY; KAMEL, 2016)

Inúmeros são os fatores que influenciam na geração dos lixiviados, sendo eles: climáticos, como precipitação pluviométrica, evapotranspiração e temperatura; hidrogeológicos, como escoamento superficial, infiltração, topografia, geologia e recirculação do lixiviado; características da camada de cobertura como umidade, vegetação e declividade; características dos resíduos como composição gravimétrica,

compactação, permeabilidade, granulometria, peso específico e também o fator relativo ao método utilizado para impermeabilização do local (GOMES, 2009; PENG, 2013, GOTVAJN; PAVKO, 2015).

De acordo com a NBR 8419/1992 (ABNT, 1992) “deve ser apresentado um plano de uso futuro da área do aterro sanitário”, uma vez encerradas as atividades no mesmo. Pois o lixiviado gerado nesses ambientes é considerado como uma das principais questões relacionadas ao impacto ambiental de longo prazo, pois a falta de manejo pode causar a contaminação por terra, águas superficiais e subterrâneas (EL-FADEL et al., 1997; HUANG et al., 2009; ARYAL et al., 2016). Entender a composição do lixiviado em vários estágios pode fornecer informações cruciais em seu gerenciamento.

2.1.2 Composição e Caracterização do Lixiviado

A composição do lixiviado pode ser bastante heterogênea, pois suas características físicas, químicas e microbiológicas são influenciadas diretamente pelos tipos de resíduos aterrados, operação do aterro e clima.

Sendo assim, esse efluente pode conter grande quantidade de matéria orgânica (biodegradáveis e não biodegradáveis – recalcitrantes), onde os compostos húmicos constituem importante grupo, assim como os compostos nitrogenados, metais pesados e sais inorgânicos, além de microrganismos (QASIM; CHIANG, 1994; ÇEÇEN; ÇAKIROGLU, 2001; MORAVIA et al., 2007; RENOU et al., 2008; FELICI et al., 2013).

De acordo com Castilhos Jr. et al. (2006), o lixiviado pode conter cinco grupos de poluentes:

- matéria orgânica expressa pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), pela Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou pelo Carbono Orgânico Total (COT);
- macrocomponentes inorgânicos: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , SO_4^- e HCO_3^-
- metais pesados: Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn;
- compostos orgânicos xenobióticos (COXs), presentes em baixas concentrações, incluídos hidrocarbonetos aromáticos, fenóis e compostos alifáticos clorados e;

- outros componentes como boro, arsênio, bário, selênio, mercúrio e cobalto, que são encontrados em baixíssimas concentrações.

De acordo com El-Fadel (2002) nos Estados Unidos estudos feitos em lixiviado de aterros sanitários mais novos apresentam teores de matéria orgânica em termos de DQO variando de 15000 a 40000 mg L⁻¹ e concentrações de nitrogênio amoniacal variando de 500 a 1500 mg L⁻¹; já lixiviado de aterros mais antigos apresentam teores de matéria orgânica variando de 1000 a 5000 mg L⁻¹ e concentrações de nitrogênio amoniacal variando de 50 a 200 mg L⁻¹.

No Brasil, o clima tropical, com temperaturas e volumes de precipitação elevados, favorece o processo de degradação dos resíduos e a formação de lixiviados (COSTA et al., 2019). Por sua vez, a composição do chorume apresenta altas concentrações de material orgânico, refletindo o perfil de consumo dos brasileiros. Segundo Alfaia et al. (2017), em todas as regiões do Brasil, mais de 50% do total de RSU gerado é matéria de origem orgânica.

Estudos realizados com lixiviado de aterros sanitários brasileiros, com idade de 6 a 33 anos, apresentam teores de matéria orgânica em termos de DQO, variando de 190 a 22300 mg L⁻¹ e concentrações de nitrogênio amoniacal variando de 0,4 a 1800 mg L⁻¹, além da presença de compostos recalcitrantes como ácidos húmicos e fúlvicos (LANGE; AMARAL, 2009).

A composição do lixiviado varia em função da fase em que se encontra o aterro sanitário. Souto (2009) realizou extensa revisão bibliográfica focada em autores nacionais e construiu tabelas com características do lixiviado de aterros brasileiros (TABELA 1).

Ahmed e Lan (2012) relataram que o lixiviado, quando novo, apresenta altas concentrações de matéria orgânica biodegradável, favorecendo a elevada razão da demanda bioquímica de oxigênio, pela demanda química de oxigênio (DBO_{5,20}/DQO). Essa razão diminui com o tempo, resultante dos processos de estabilização da matéria orgânica biodegradável, restando apenas a matéria orgânica de difícil biodegradação.

TABELA 1. COMPOSIÇÃO DO LIXIVIADO EM FUNÇÃO DA FASE DO ATERRO

Parâmetros	Fase ácida		Fase metanogênica	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
pH	4,4	8,4	5,9	9,2
Alcalinidade total (mg L ⁻¹ de CaCO ₃)	170	32.000	125	20.200
Turbidez (UNT)	100	540	0,02	620
Condutividade (µS cm ⁻¹)	230	45.000	100	45.000
DBO (mg L ⁻¹)	1	55.000	3	17.200
DQO (mg L ⁻¹)	90	100.000	20	35.000
NTK (mg L ⁻¹)	1,7	3.000	0,6	5.000
N Amon. (mg L ⁻¹)	0,07	2.000	0,03	3.000
Nitrito (mg L ⁻¹)	-	-	ND	70
Nitrato (mg L ⁻¹)	ND	260	ND	270
Fósforo total (mg L ⁻¹)	ND	45	ND	80
Cloreto (mg L ⁻¹)	275	4.700	20	6.900
ST (mg L ⁻¹)	400	45.000	200	29.000
STV (mg L ⁻¹)	78	26.700	75	20.700
STF (mg L ⁻¹)	40	28.400	100	17.000
SST (mg L ⁻¹)	10	7.000	7	12.400
Fe total (mg L ⁻¹)	ND	1400	0,01	720
Cd total (mg L ⁻¹)	ND	0,1	ND	0,6
Cu (mg L ⁻¹)	ND	0,8	ND	2,9
Cr (mg L ⁻¹)	ND	1,2	ND	1
Mn total (mg L ⁻¹)	ND	115	ND	30
Ni (mg L ⁻¹)	ND	6,5	ND	1,4
Zn (mg L ⁻¹)	ND	27	ND	35
Pb total (mg L ⁻¹)	ND	1,5	ND	6,7
CT (NMP/100mL)	200	5 x 10 ⁷	ND	2 x 10 ⁸

FONTE: SOUTO (2009).

Pode-se observar na TABELA 1 que as maiores amplitudes são para os parâmetros pH, alcalinidade total, condutividade, DQO, DBO e série de sólidos nas duas fases. E as menores amplitudes são turbidez, série de nitrogênio fósforo e cloreto. No caso dos metais pesados, suas concentrações durante a fase ácida são menores se comparada à fase metanogênica.

As denominações fases ácida e metanogênica dos aterros sanitários estão associadas à fase de degradação. Por isso, de forma mais simples e prática, se utiliza

a denominação lixiviado “velho” e lixiviado “novo”. Lixiviados novos são passíveis de diversas formas de tratamento biológico, sua carga orgânica é elevada, mas também é facilmente biodegradável. Para lixiviados velhos, o tratamento deve ser mais complexo devido à grande quantidade de compostos de difícil degradação (McBEAN et al., 1995).

Costa et al. (2019) avaliaram características físico-químicas dos lixiviados de aterros de diferentes regiões do Brasil (TABELA 2). A análise dos dados revelaram alta concentração de matéria orgânica na forma de DQO e baixa concentração de matéria orgânica biodegradável na forma de DBO. O que indica que a matéria orgânica representa a maior fração dos aterros e compostos recalcitrantes, como os ácidos húmico e fúlvico. A baixa relação DBO/DQO e o pH alcalino observado nos aterros sanitários estudados são característicos da idade avançada, ou seja, os aterros sanitários parecem estar em fase metanogênica.

TABELA 2. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICA DOS LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIOS BRASILEIROS

Parâmetros	Localização do lixiviado							
	Bandeirantes SP ¹	Pirai RJ ²	Rolândia PR ³	Florianópolis SC ⁴	Belo Horizonte MG ⁵	Seropédica RJ ⁶	Vitória ES ⁷	Muribeca PB ⁸
Idade do Lixiviado	30	4	11	9	9	5	10	27
pH	8.1	7.3	9.1	8.1	8.3	7.8	8.3	7.9
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	2.060	74	55	1.683	68	863	1.746	136
DQO (mg L ⁻¹)	7.373	768	1.819	3.581	2.354	1.931	6.214	6.077
DBO ₅ /DQO	0.28	0.09	0.030	0.47	0.029	0.45	0.28	0.022
NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	2.183	323	859	1.419	1.055	2.185	1.639	153.6
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	-	1.362	-	-	2.190	1.597	-	20.095
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	10.720	2.895	4.238	5.863	5.263	-	10.824	143.3
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	-	-	6.556	-	8.801	-	-	10.386
Tamanho (ha)	140	2.5	726	-	133	200	-	60
Forma de operação	Sanitário	Sanitário	Sanitário	Sanitário	Sanitário	Sanitário	Sanitário	Controlado

FONTE: COSTA et al. (2019)

Nota: Referencias: ¹Queiroz et al. (2011); ² Mannarino et al. (2006); ³ Kawahigashi et al. (2014); ⁴ Maia et al. (2015); ⁵ Moravia et al. (2013); ⁶ Costa (2016); ⁷ Couto et al. (2013); ⁸ Rodrigues Filho et al. (2012).

No Paraná, alguns autores caracterizaram quimicamente o lixiviado gerado no aterro sanitário do Caximba, Curitiba – PR. Identificaram os componentes mais

expressivos em termos de concentração, conforme apresentado na TABELA 3. O aterro teve sua operação iniciada no ano de 1989, com encerramento em 2010.

TABELA 3. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO QUÍMICA DE LIXIVIADOS DO ATERRO SANITÁRIO DE CURITIBA-PR

Parâmetros¹	MORAIS E ZAMORA (2005)	RODRIGUES (2008)	ROCHA (2011)	DIAS (2013)	FERREIRA (2014)
pH	8,4 (0,1) ²	8,2 (0,2)	8,3 (0,2)	8,3 (0,3)	8,3 (0,3)
DQO	5.200 (27)	3.542 (432)	9.369 (1.159)	3.144 (1.797)	2.929 (1.788)
DBO	720 (81)	1.211(136)	-	-	-
COD	1.058 (2,7)	-	2.300 (380)	758 (355)	507
Cloretos	2.590 (95)	2.293(299)	-	-	2.553 (1.132)
CaCO ₃	1.240 (45)	-	-	-	-
P	11,3 (0,7)	6,3 (4,9)	3,2 (0,3)	39 (44,4)	42 (51)
NA	1.200 (42)	795 (46)	1.800 (175)	2.210 (651,8)	2.210 (702)
Sódio	1.512 (47)	-	-	-	-
Potássio	1.480 (3,5)	-	-	-	-
Enxofre	316 (23)	-	-	-	-
Alcalinidade	860 (219)	6.171 (140)	-	-	-
Alc. a bicarb.	808 (184)	-	-	-	-
Mg	9,4	-	-	-	-
Fe	13,2	5,1 (1,6)	-	-	-
Mn	0,29	-	-	-	-
Cr	0,45	0,05 (0,0)	-	-	-
Cu	0,36	1,68 (4,9)	-	-	-
Pb	0,28	0,48 (0,1)	-	-	-
Hg	0,001	-	-	-	-
Ni	1,4	0,18 (0,02)	-	-	-
Zi	1,06	0,33 (0,36)	-	-	-
O&G	-	50 (12)	-	-	-

Nota: ¹ valores em mg L⁻¹, exceto pH; ²valores em () apresentam o desvio padrão

Na TABELA 3 é possível observar que o lixiviado do mesmo aterro possui características muito distinta de um ano para outro, como por exemplo, as concentrações de DQO, que variaram de 2.929 (1.788) mg L⁻¹ a 9.369 (1.159) mg L⁻¹ e, a alcalinidade total variando de 860 (219) mg L⁻¹ a 6.171 (140) mg L⁻¹. Tais características ocorrem principalmente pelos fatores naturais que estão andamento

na época da coleta como por exemplo, em período chuvoso ou seco e pelo tempo de operação do aterro.

Contudo, existem fatores que mudam não apenas pelas condições climáticas, mas também, pelo tempo de vida do aterro, como a biodegradabilidade do lixiviado, monitorada com a relação DBO_5/DQO . Normalmente, em aterros jovens, essa proporção é alta e reduz em aterros maduros (CONTRERA et al., 2013). Gomes (2009) classificam a idade do aterro em função da relação DBO_5/DQO do lixiviado, sendo assim: relação $DBO_5/DQO > 0,5$ indica aterro novo e instável; relação $0,1 \leq DBO_5/DQO < 0,5$ indica aterro moderadamente estável e relação $DBO_5/DQO < 0,1$ aterro velho e estável. Para Tchobanoglous et al. (1993) aterros novos possuem lixiviados com relação DBO_5/DQO em torno de 0,7, enquanto que em aterros antigos, essa relação se aproxima de 0,2.

Análises microbiológicas no lixiviado mostram uma quantidade de coliformes totais na ordem de 10^4 UFC g^{-1} (unidade formadora de colônia por grama de amostra). Os microrganismos mais comuns presentes no lixiviado, além de bactérias metanogênicas e acetogênica, são espécies patogênicas (coliformes fecais), bactérias redutoras e desnitrificantes (CHRISTENSEN et al., 2002).

Estudos feitos pelo Programa Paranaense de Pesquisa em Saneamento (PPS), apresentado no livro *“Tecnologias Potenciais para o Saneamento: disposição de lixiviado de aterros sanitário em reatores UASB”*, (ROSS; POSSETTI, 2018), caracterizaram três aterros sanitários, sendo da Região Metropolitana de Curitiba- PR, que será apresentado nesse trabalho, o aterro de Guaratuba - PR e Londrina - PR.

Na TABELA 4 são apresentados os resultados da caracterização do lixiviado do aterro de Guaratuba e do aterro de Londrina, esse denominado Água do Limoeiro.

As amostras do aterro de Guaratuba foi coletado em 3 pontos diferentes e caracterizado como “velho”, pois, foi coletado das células antigas do aterro. Já o lixiviado considerado como “novo” foi coletado das células novas do aterro. Por fim, o lixiviado “misturado” foi coletado no ponto de união das canalizações entre as células antigas e novas do aterro.

TABELA 4. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DO LIXIVIADO DE DOIS ATERRO DO PARANÁ, GUARATUBA E LONDRINA.

Parâmetros	Origem do lixiviado								
	Guaratuba – ago/2015			Guaratuba – jan/2016			Londrina		
	Velho	Novo	Misturado	Velho	Novo	Misturado	Coleta 1 (2009) *	Coleta 2 (2013)	Coleta 3 (2014)
DBO (mg L ⁻¹)	220	1.775	1.125	125	4.300	2.700	159		
DQO (mg L ⁻¹)	2.582	5.578	4.659	562	8.843	6.924	2.973	1.344	1.466
DBO/DQO	0,08	0,31	0,26	0,22	0,49	0,39	0,05		
DQO _{inerte anaeróbia} (%)	-	-	-	-	34,8	22,7	-	-	-
DQO _{inerte aeróbia} (%)	-	-	-	-	25,9	-	-	-	-
COD (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	-	672	507
Condutividade (µScm ⁻¹)	-	-	-	10.300	27.600	24.390	-	-	-
Cor (uT)	-	-	-	15.000	12.500	15.000	6.023	4.031	4.684
pH	8,09	8,15	8,23	8,00	7,90	8,10	8,45	8,9	8,9
AT ⁽¹⁾ (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	6.097	1.914	-
Fósforo (mg L ⁻¹) ¹	-	-	-	-	-	-	3,0	-	-
ST (mg L ⁻¹)	4.450	12.630	9.040	3.000	12.305	9.945	7.203	5.554	8.106
SFT (mg L ⁻¹)	3.060	7.185	5.870	1.985	7.085	6.000	2.215	-	1.708
SVT (mg L ⁻¹)	1.490	5.445	3.170	1.015	5.220	3.945	56	232	66
NA (mg L ⁻¹)	-	-	3.000	830	2.120	1.410	1040	304**	188**
Óleos e Graxas (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fenóis (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sulfeto (mg L ⁻¹) ¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sulfato (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cloretos (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	-	-	-	2153
Cádmio (mg L ⁻¹)	-	-	-	0,05 ¹	0,07 ¹	0,06 ¹	-	-	-
Chumbo (mg L ⁻¹)	-	-	-	< 0,10 ¹	< 0,10 ¹	< 0,10 ¹	-	-	-
Cobre (mg L ⁻¹)	-	-	-	< 0,05 ¹	< 0,05 ¹	< 0,05 ¹	-	-	-
Cromo (mg L ⁻¹)	-	-	-	< 0,10 ¹	0,11 ¹	< 0,10 ¹	-	-	-
Ferro (mg L ⁻¹)	-	-	-	22,3 ¹	24,9 ¹	19,1 ¹	2,44	-	-
Manganês (mg L ⁻¹)	-	-	-	1,90 ¹	1,89 ¹	1,79 ¹	-	-	-
Níquel (mg L ⁻¹)	-	-	-	0,110 ¹	0,250 ¹	0,220 ¹	-	-	-
Zinco (mg L ⁻¹)	-	-	-	0,160 ¹	0,840 ¹	0,500 ¹	-	-	-

FONTE: Adaptado de Baettker et al. (2018)

Nota: ⁽¹⁾ AT - alcalinidade total. *valor médio de 6 meses de monitoramento. **características alteradas devido a aeração.

De acordo com os valores apresentados na TABELA 4 é possível ver como as características dos lixiviados com mais tempo aterrado, isto é, lixiviado velho, possuem valores bem distintos do lixiviado mais recente. Os parâmetros avaliados para o aterro de Londrina possuem características que se aproximam do lixiviado velho de Guaratuba, como a relação DBO/DQO, cor e STV.

De acordo com Silva (2009) os parâmetros convencionais utilizados na caracterização dos lixiviados de aterros sanitários foram selecionados de modo a retratar o processo de decomposição dos resíduos, indicando o estado de degradação mais provável e sua refratabilidade e, conseqüentemente, facilitando a tomada de decisão quanto ao tratamento do lixiviado. Desse modo, a caracterização de efluentes biológicos, em geral, pode ser realizada em três níveis: identificação visual dos compostos, identificação de classes de compostos e determinação dos parâmetros coletivos específicos e não específicos (BARKER et al., 1999).

Os parâmetros coletivos não específicos ou convencionais, são métodos padronizados na literatura e usualmente empregados na caracterização de efluentes, que correspondem: pH, matéria orgânica carbonácea (DBO, DQO e COT), nutrientes, alcalinidade, sólidos e metais. E os parâmetros coletivos específicos, tais como DQO inerte, biodegradabilidade aeróbia e identificação de compostos, são métodos ainda não padronizados, porém, reportados na literatura que fornecem informações direcionadas a determinada propriedade do efluente (MORAVIA et al., 2007).

Realizar caracterização aprofundada, principalmente em termo de matéria orgânica em lixiviados de aterros sanitários é importante devido ao seu papel na ligação de poluentes e por poder causar ameaça às águas subterrâneas e à contaminação das terras próximas (BAUN; CHRISTENSEN, 2005; ARYAL et al., 2016). Os lixiviados geralmente contêm grande número de compostos orgânicos de composição variada. Sua caracterização pode fornecer informações úteis sobre a mineralização e conversão ao longo do tempo de matéria orgânica de diferentes tamanhos e pesos moleculares (LU et al., 2008).

Lange e Amaral (2009) destacaram que a complexidade do tratamento do lixiviado de aterros sanitários torna-se evidente quando se faz má caracterização criteriosa deste tipo de efluente. Também, que mesmo com a utilização de parâmetros convencionais, existe lacuna na padronização de metodologias para essa caracterização, tanto no Brasil, quanto em países desenvolvidos.

As análises de tratabilidade de águas residuárias, em especial os ensaios para determinação da DQO inerte, apresentam-se como ferramentas úteis, fornecendo informações sobre o potencial máximo de tratabilidade biológica em condições aeróbias ou anaeróbias. Além de auxiliar nos aspectos relevantes no contexto da avaliação de eficiência e adequação dos processos do tratamento de águas residuárias.

Na análise do COD (Carbono Orgânico Dissolvido), apesar de ser parâmetro considerado convencional é possível detectar vasta e complexa variedade de compostos presentes na matéria orgânica dissolvida (MOD). Assim sua caracterização qualitativa se torna informação importante para entendimento de sua dinâmica. A combinação da concentração de COD, da absorbância no UV-Vis e da emissão-excitação de fluorescência, fornece informações sobre a origem da MOD, por meio da análise de amostras filtradas, não havendo necessidade de separação ou pré-concentração (CHEN et al., 2002; LU et al., 2003).

As técnicas de espectroscopia de emissão-excitação de fluorescência e de absorbância no ultravioleta visível, que estão melhor detalhadas no item 2.6.2, são aplicadas na caracterização da matéria orgânica, justamente devido sua composição, cujas propriedades de absorção e, emissão de energia, possibilitam a identificação dos diferentes compostos orgânicos (THOMAS; THERAULAZ, 2007; CARSTEA, 2012; LI et al., 2018). A espectroscopia de fluorescência tem sido aplicada de forma complementar no monitoramento de MOD em sistemas naturais e artificiais (ENDERSON et al., 2009; KNAPIK et al., 2014; KOZAK et al., 2017), sendo recentemente utilizada na caracterização qualitativa dos efluentes domésticos e lixiviados dos aterros sanitários (HUO et al., 2008; YUNUS et al., 2011; XIE; GUAN, 2014, CARSTEA et al., 2016; MESQUITA et al., 2017; OLOIBIRI et al., 2017). Essas técnicas são de grande importância pois, podem fornecer melhor embasamento a respeito do teor orgânico, bem como de sua refratibilidade, composição, origem e decomposição, elementos fundamentais para caracterização de lixiviados dos aterros sanitários.

Atualmente, existem inúmeros estudos sobre tratamento de lixiviados gerados em aterros sanitários, levando em conta os fatores que facilitam o tratamento, de acordo com recursos, circunstâncias, técnicas existentes e características dos locais dos lixiviados. Segundo Couto et al. (2013) a escolha do processo mais adequado para tratar lixiviado de aterro sanitário, requer estudo minucioso de viabilidade técnica e econômica, bem como adequação da qualidade dos efluentes aos parâmetros de lançamentos estabelecidos na legislação ambiental vigente, como medida de proteção ambiental.

Os principais processos utilizados e, as respectivas eficiências de remoção da matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, são apresentados na TABELA 5.

TABELA 5. EXEMPLO DE PROCESSOS DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO

Processo	Qualidade do lixiviado			Remoção média (%)					Resíduo
	Novo	Médio	Velho	DBO	DQO	NTK	SST	Turbidez	
Transferência do lixiviado.									
Combinado com esgoto	Boa	Razoável	Baixa	Dependente da planta de tratamento					Excesso de biomassa
Reciclo	Boa	Razoável	Baixa	>90	60-80	-	-	-	-
Lagoa aerada	Boa	Razoável	Baixa	80	40-95	>80	30-40	30-40	Lodo
Físico – químico									
Coagulação/floculação	Baixa	Razoável	Razoável	-	40-60	<30	>80	>80	Lodo
Precipitação química	Baixa	Razoável	Baixa	-	<30	<30	30-40	>80	Lodo
Adsorção	Baixa	Razoável	Boa	>80	70-90	-	-	50-70	-
Oxidação	Baixa	Razoável	Razoável	-	30-90	-	-	>80	Ozônio
Air Stripping	Baixa	Razoável	Razoável	-	<30	>80	-	30-40	Mistura ar amônia
Filtração por membrana									
Ultrafiltração	Razoável	-	-	-	50	60-80	>99	>99	Concentrado
Nanofiltração	Boa	Boa	Boa	80	60-80	80	>99	>99	Concentrado
Osmose reversa	Boa	Boa	Boa	>90	>90	>90	>99	>99	Concentrado
Biológico									
Aeróbio	Boa	Razoável	Baixa	>80	60-90	>80	60-80	-	Excesso de biomassa
Anaeróbio	Boa	Razoável	Baixa	>80	60-80	>80	60-80	-	Excesso de biomassa
Bioreator aeróbio por membrana	Boa	Razoável	Razoável	>80	>85	>80	>99	40-60	Excesso de biomassa

FONTE: adaptada RENOUE et al. (2008)

A partir da TABELA 5 é possível a escolha do tratamento para redução de matéria orgânica, de acordo com processo e qualidade do lixiviado, e resume a eficácia do tratamento para os parâmetros: DQO, DBO, NTK, SST e turbidez. Em geral, a seleção do tratamento mais adequado para lixiviado depende das características desse efluente, aplicabilidade técnica, restrições do método escolhido, eficiências de remoção desejadas, análise custo-efetividade, requisitos legais e, de impactos ambientais a longo prazo (RENOUE et al., 2008).

O sucesso da escolha racional dos processos a serem aplicados no tratamento do lixiviado, reside no bom conhecimento das propriedades desse efluente, que como inferido anteriormente, possuem uma grande variabilidade da composição, ao longo da operação de um aterro.

2.2 COMPOSIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS ESGOTOS SANITÁRIOS

Esgotos sanitários são aqueles provenientes das residências, edifícios comerciais, instituições e edificações que contenham instalações de banheiro, lavanderia, cozinhas ou outros, em que houver utilização de água para fins domésticos (JORDÃO; PESSOA, 2005).

Esse efluente é constituído por água em percentuais superiores a 99% da composição total, contendo geralmente baixas concentrações de material orgânico e inorgânico, dissolvido ou em suspensão, que variam em quantidade e qualidade em função dos usos ao qual a água foi submetida. Dentre as principais substâncias orgânicas comumente encontradas nos esgotos podem ser citados carboidratos, lignina, gorduras, sabões, detergentes, proteínas e seus produtos de decomposição, além de várias outras substâncias naturais ou sintéticas, inclusive resíduos de medicamentos (VON SPERLING, 1996; AISSE, 2000; JORDÃO; PESSOA, 2005).

Metcalf e Eddy (2003) classificaram os esgotos sanitários em concentração forte, média ou fraca, de acordo com a concentração dos constituintes físico-químicos (TABELA 6).

TABELA 6. CLASSIFICAÇÃO DOS ESGOTOS POR MEIO DE CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS

Características	Forte	Médio	Fraco
DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	400	220	110
DQO (mg L ⁻¹)	1.000	500	250
COT (mg L ⁻¹)	290	160	80
NTK (mg L ⁻¹)	85	40	20
Nitrogênio Orgânico (mg L ⁻¹)	35	15	08
NA (mg L ⁻¹)	50	25	12
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	15	08	04
Fósforo Orgânico (mg L ⁻¹)	05	03	01
Fósforo Inorgânico (mg L ⁻¹)	10	05	03
Cloreto (mg L ⁻¹)	100	50	30
Sulfato (mg L ⁻¹)	50	30	20
Óleos e Graxas (mg L ⁻¹)	150	100	50
ST (mg L ⁻¹)	1.200	720	350
SDT (mg L ⁻¹)	850	500	250
SST (mg L ⁻¹)	350	220	100
SSed (mL L ⁻¹)	20	10	05

FONTE: METCALF; EDDY (2003)

A classificação apresentada na TABELA 6 pode ser alterada em um mesmo esgoto, devido a diversas variáveis, desde o clima até hábitos culturais. Por outro lado, estas características variam também ao longo do tempo, o que dificulta sua caracterização pontual.

De acordo com Foresti et al. (2006) os esgotos sanitários são caracterizados por conterem, principalmente, material orgânico biodegradável que favorece o tratamento biológico. Os autores destacam que, devido à presença da fração não biodegradável ou recalcitrante, a degradação é mais difícil e essa fração perdura por mais tempo no ambiente.

Na TABELA 7 é apresentada a caracterização dos esgotos sanitários gerados na Região de Curitiba e Região Metropolitana (RMC) – PR, no período de 2001 a 2006.

TABELA 7. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DE ESGOTOS SANITÁRIOS DE CURITIBA E RMC (PR)

Parâmetros	ETE Belém ¹ Curitiba - PR	ETE Cambuí ² Campo Largo – PR	SANEPAR ³ Região Metropolitana - PR
pH	5,7 – 6,8 -	6,3 – 7,3 -	5.2 – 7.2 -
DQO total (mg L ⁻¹)	298 - 494 375 (68)	386 - 802 599 (135)	820 – 344 579 (142)
DBO total (mg L ⁻¹)	54 – 227 139 (75)	176 – 211 194 (25)	356 – 189 289 (63)
ST (mg L ⁻¹)	330-539 438 (60)	372-832 574 (154)	-
SST (mg L ⁻¹)	124 – 207 154 (29)	160- 430 244 (76)	314 – 136 212 (56)
SVT (mg L ⁻¹)	86-149 116 (23)	193 - 444 319 (83)	-
NT	39,2	48,2	-
P	31,4 (PO ₄) -	4,4 -	- -

FONTE: Modificado de ¹ AISSE et al. (2002); ² AISSE et al. (2001); ³ TRENTIN; SOUZA (2006).

Nota: valores apresentados indicam: máximo, mínimo média e desvio padrão.

Na TABELA 7 é possível verificar algumas características dos esgotos sanitários de Curitiba. Esta caracterização é de importante para avaliar a composição quantitativa e qualitativa dos esgotos e, conseqüentemente, analisar a eficiência do sistema de tratamento, bem como a escolha de sistema de tratamento mais adequado para cada tipo de efluente.

Os esgotos sanitários também podem apresentar metais tóxicos como arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), zinco (Zn), dentre outros que, dependendo das concentrações de suas formas biodisponíveis, podem ser danosos aos organismos (TSUTIYA, 1999). Entretanto, a biodisponibilidade dos metais é influenciada pela presença de material particulado, colóides e ligantes orgânicos e inorgânicos.

No QUADRO 1 são apresentados os principais contaminantes de interesse nos esgotos sanitários para o tratamento de efluentes, segundo Metcalf e Eddy (2003).

QUADRO 1. CONTAMINANTES IMPORTANTES PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES

Contaminantes	Importância
Sólidos Suspensos	Sólidos suspensos podem levar ao desenvolvimento de depósitos de lodo e condições anaeróbias quando o efluente líquido não tratado é lançado no ambiente aquático.
Compostos Orgânicos Biodegradáveis	Compostos principalmente por proteínas, carboidratos e gorduras, estes compostos são quantificados basicamente em termos de DBO e DQO. Se lançados sem tratamento no ambiente, sua estabilização biológica pode acarretar na redução da reserva de oxigênio natural e, ao desenvolvimento de condições sépticas.
Patógenos	Algumas doenças podem ser transmitidas por organismos patogênicos em águas residuárias.
Nutrientes	Tanto nitrogênio quanto fósforo, juntos ao carbono, são nutrientes essenciais para o crescimento. Quando lançados no ambiente aquático, estes nutrientes podem levar ao crescimento de uma vida aquática não desejável. Quando lançados em excessivas quantidades sobre a terra, também podem poluir águas subterrâneas.
Poluentes Perigosos	Compostos orgânicos e inorgânicos que apresentam carcinogenicidade, mutagenicidade, teratogenicidade ou toxicidade. Muitos destes compostos são encontrados em águas residuárias.
Compostos Orgânicos Refratários	Estes compostos tendem a resistir a métodos convencionais de tratamento de efluentes líquidos. Exemplos: surfactantes, fenóis e pesticidas agrícolas.
Metais	Metais pesados são geralmente adicionados às águas residuárias de atividades comercial e industrial. Devem ser removidos se o efluente for utilizado.
Compostos Inorgânicos Dissolvidos	Constituintes inorgânicos como cálcio, sódio e sulfato são adicionados à água de abastecimento público. Devem ser removidos se o esgoto for reutilizado.

Fonte: METCALF; EDDY (2003).

Para Metcalf e Eddy (2003) os avanços tecnológicos têm contribuído com a alteração das características dos esgotos e proporcionando a inserção de compostos de difícil degradação. Vários desses compostos raramente são tratados e removidos por processos convencionais. Para atuar na prevenção da poluição, é necessário avaliar os impactos de qualquer novo composto e verificar se este pode ser tratado de forma eficaz com a tecnologia existente. Isso indicará se ele poderá ser utilizado ou não. Portanto, caracterizar os efluentes e identificar os diversos poluentes presentes, é fundamental para avaliar a eficiência dos sistemas. Também, é vital para realizar estudos relacionados aos processos de tratamento que possibilitem a remoção destes contaminantes.

2.3 TRATAMENTO ANAERÓBIO

Existem várias configurações de sistemas anaeróbios para tratamento de lixiviados. A escolha e aplicação de determinada tecnologia passam a ser função da eficiência desejada, dos custos de instalação, operação e manutenção. Também, são considerados os requisitos de área, volume de lodo gerado, conhecimento da classe e avaliação da capacidade de autodepuração do corpo receptor, dentre outros fatores (GOMES et al., 2009).

O processo anaeróbio apresenta como principal vantagem a possibilidade da geração de energia a partir do biogás, além da baixa produção de lodo que diminui os custos de gerenciamento (LETTINGA, 2005; CHERNICHARO, 2016). Algumas desvantagens, como baixas taxas de crescimento bacteriano com o consequente longo período de retenção celular, foram contornados pelo desenvolvimento dos reatores mais modernos, como reatores de leito fixo, leito fluidizado, leito expandido e pela tecnologia proposta pelos reatores anaeróbios de manta de lodo de fluxo ascendente (tipo UASB) (LETTINGA, 2005; FORESTI, 2006).

Para que o tratamento por processo anaeróbio ocorra com sucesso, é necessário que o sistema alcance certas condições físico-químicas e biológicas. Os principais parâmetros físico-químicos de interesse para o acompanhamento do processo de tratamento anaeróbio estão relacionados à: concentração de matéria orgânica no afluente, controle da temperatura, crescimento e diversidade dos microrganismos, requerimento de nutrientes, relação alcalinidade total/ácidos voláteis,

capacidade de geração de biogás e presença de substâncias tóxicas (CHERNICHARO et al, 2015).

O tratamento do lixiviado por reatores anaeróbios possui menor tendência de aplicação em relação aos tratamentos com lagoas de estabilização, muito difundida no Brasil, ou aos tratamentos físico-químicos. De acordo com Santos (2003) as altas cargas de compostos orgânicos e de matérias tóxicas aplicadas podem inibir a atividade microbiana. Entretanto, uma biomassa aclimatada a essas condições e o controle mais eficaz do processo podem revelar o tratamento como efetivo e viável.

De acordo com Renou et al. (2008), em função da simplicidade e de adequada relação custo/benefício, o processo biológico é o mais utilizado para o tratamento de lixiviado jovem, com baixas relações DQO/DBO. Nessa pesquisa, maior atenção foi dada para o processo anaeróbio, especificamente em reator tipo UASB, detalhado no próximo item.

2.3.1 Reatores tipo UASB

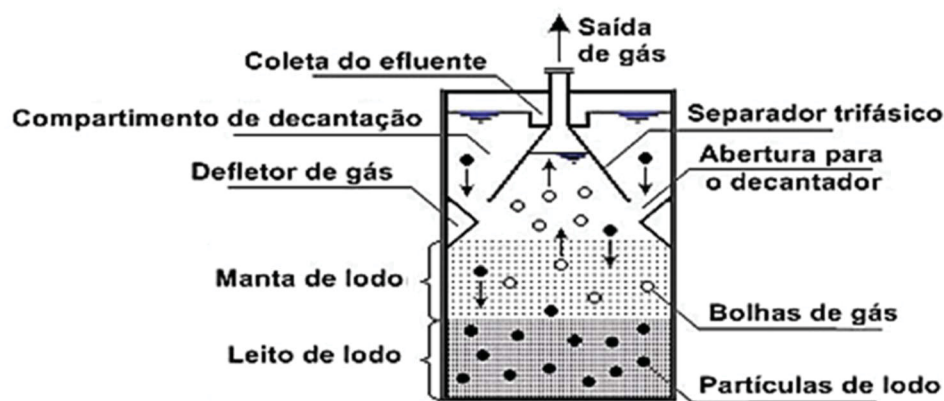
Um dos sistemas mais utilizados para tratamento de esgotos sanitários são os reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Sua principal vantagem é a combinação de construção e operação simplificada, com capacidade de receber altas cargas orgânicas e hidráulicas (LETTINGA et al., 1980). Sua configuração é baseada no regime hidráulico de fluxo ascendente e na incorporação de dispositivo interno de separação trifásica (sólido, gás e líquido), dispensando o uso de meio suporte para crescimento da biomassa. Esse modelo favorece o desenvolvimento e retenção da biomassa concentrada e altamente ativa na zona de reação na forma de flocos densos ou lodo granulado (CHERNICHARO, 2016).

De acordo com o mesmo autor, o funcionamento do reator tipo UASB, consiste na entrada do afluente pelo de leito de lodo denso, de elevada atividade microbiana. O perfil dos sólidos (lodo) no reator varia, sendo muito denso e com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação, próximas ao fundo (leito de lodo) e mais disperso e leve, próximo ao topo do reator (manta de lodo) (FIGURA 2).

Parte da matéria orgânica presente no esgoto fica aderida nessa manta (lodo) onde, então, é realizado o processo de degradação e estabilização por meio da

atividade microbológica do processo. Desse modo, a matéria orgânica é transformada em produtos mais estáveis como água, biogás e lodo (CAMPOS, 2000).

FIGURA 2. DESENHO ESQUEMÁTICO DE UM REATOR TIPO UASB.



FONTE: CHERNICHARO (2016)

Como há a formação de biogás na manta de lodo, é comum o arraste de partículas sólidas para a parte superior do reator, que retorna a manta de lodo quando toca o separador trifásico (gases, sólidos e líquidos). E o biogás coletado pode ser então destruído em queimadores ou aproveitado para fins energéticos. Já o efluente tratado é conduzido até uma canaleta, a partir da qual é destinado diretamente para o corpo receptor ou para uma etapa complementar de tratamento (LETTINGA 2005; CHERNICHARO, 2016).

O descarte do lodo excedente produzido pelos reatores UASB deve ser realizado periodicamente para o seu correto funcionamento. Caso contrário, o acúmulo desse material no interior dos reatores provocará uma perda excessiva de sólidos junto ao efluente, diminuindo a eficiência de tratamento nesses sistemas (LOBATO, 2011).

Os reatores tipo UASB apresentam uma série de vantagens em relação aos sistemas aeróbios convencionais (lodos ativados), tais como: eficiência de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de 70% e de sólidos; baixa produção de lodo; baixo requerimento de energia elétrica; facilidade de instalação, operação e manutenção; baixo requerimento de área de construção; possibilidade de aproveitamento do biogás e; capacidade de suportar sobrecargas orgânicas e hidráulicas. Lettinga et al. (1983) afirmavam essas vantagens visando a utilização

desses reatores em países em desenvolvimento, visando principalmente a vantagem de ser um sistema simples e barato de tratamento de esgoto, com eficiência considerável.

De acordo com Chernicharo et al. (2015), sistemas de tratamento com reator tipo UASB possuem custo operacional até 10 vezes inferior aos sistemas de lodos ativados, além do design padronizado, que permitem tempos de detenção hidráulica de 6 a 10 horas. Contudo, esta unidade remove os poluentes orgânicos e necessita de uma segunda etapa de tratamento para remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos.

No Brasil a tecnologia de UASB é a segunda mais empregada, em termos de número de instalações, representando 30% das tecnologias presentes (NOYOLA et al., 2012; BRASIL, 2017). No Estado do Paraná, a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) atende um total de 143 cidades, somando 203 ETEs, sendo que, em 94,6% destas, são utilizados reatores anaeróbios do tipo UASB (ROSS, 2015). Lettinga et al. (1983) apresentaram o desempenho do reator UASB em escala piloto (120 L), um dos primeiros relatos operando com esgoto sanitário, indicando valores de eficiência na remoção de DQO de 65% a 85%.

Na TABELA 8 foram apresentados alguns estudos mais recentes de desempenho de reatores UASB no Brasil em escala plena.

TABELA 8. RESUMO DOS TRABALHOS RELACIONADOS À PERFORMANCE DE REATORES TIPO UASB TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS EM ESCALA PLENA

Concentração no afluente (mg L ⁻¹)			Eficiência de remoção (%)			População equivalente (hab)	Referências
DQO	DBO	SST	DQO	DBO	SST		
453	310	209	67	86	69	45	Aisse (2002)
237	64	127	60	69	62	3.808	Busato (2004)
181	75	127	64	74	51	24.719	Baréa; Além Sobrinho (2006)
362	210	174	68	85	73	182.000	Ramos (2009)
190	70	60	60	65	61	1.000.000	Chernicharo <i>et al.</i> (2009)
170	66	75	58	68	56	544.000	Franco (2010)
251	98	85	65	74	71	24.000	Oliveira; Von Sperling (2011)
114	38	132	79	84	59	70.000	Rosa <i>et al.</i> (2012)
283	-	132	58	-	49	3.047	Silva <i>et al.</i> (2013)
267	-	82	57	-	58	200.000	Duarte <i>et al.</i> (2017)

Vale ressaltar na TABELA 8, que os valores de eficiência em termos de DQO para os estudos abordados estão dentro da faixa de 57% a 68%. Isso indica que a correta operação de um reator UASB depende da sistematização e implementação de

procedimentos operacionais apropriados, tanto durante a etapa de partida, quanto ao longo da operação em regime permanente em ETEs.

Dentre os sistemas anaeróbios de tratamento de águas residuárias, os reatores tipo UASB estão sendo empregados com sucesso no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, pois possibilitam remoção de DQO de 65 a 76%. Também, permitem a remoção de DBO₅ acima de 90% (BOHDZIEWICZ; KWARCIK, 2008). Estes sistemas precisam de uma etapa de pós-tratamento para polimento do efluente e para o enquadramento aos padrões estabelecidos na legislação ambiental vigente (CHERNICHARO, 2016).

O monitoramento da eficiência deste reator é, geralmente, realizado por meio da determinação de SST, DBO e DQO. Visando a estabilidade do reator, são empregadas o monitoramento das determinações de pH, alcalinidade e concentração de ácidos orgânicos (CHERNICHARO, 2016; ANDREOLI et al., 2016).

Além disso, novas técnicas vêm sendo empregadas para monitorar e qualificar a fração de matéria orgânica no desempenho das estações de tratamento de esgoto, como por exemplo, COD e de espectroscopia de fluorescência e emissão de UV/Vis (YU et al., 2013; KRAMER, 2016; BRENNAN et al., 2016; OLOIBIRI et al., 2017).

Um dos aspectos relevantes para a eficiência de tratamento de efluentes, nos reatores UASB, é o desenvolvimento de uma manta de lodo com elevada atividade microbiana, antes da inoculação e durante o processo de tratamento. O item 2.3.2 descreve o ensaio que mensura a atividade microbiana de lodos.

2.3.2 Avaliação da atividade microbiana

Para melhor desempenho do reator tipo UASB, é necessário ter biomassa ativa, rica em microrganismos e aclimatada para o efluente testado. Para isso, pode ser feita avaliação da atividade microbiana denominado de ensaio de atividade metanogênica específica (AME). Esse ensaio pode ser definido como a capacidade máxima de produção de CH₄ a partir de um consórcio de microrganismos anaeróbios, de modo a viabilizar a atividade bioquímica máxima de conversão de certo substrato orgânico em biogás (AQUINO et al., 2007).

Lettiga et al. (1983) introduziu o conceito da AME máxima ao escolherem um inóculo para dar partida de um reator UASB tratando esgoto sanitário, cujo valor

resultou 0,82 a 1,0 Kg DQO/Kg SSV. d⁻¹ (a 30 °C). O ensaio conduzido em batelada utilizou como substrato na mistura de ácidos (AGV).

Trabalhos realizados por Valcke e Verstraete (1983), Zeeuw (1984) e Dolfing e Bloemen (1985), também foram precursores do uso do ensaio de AME como uma ferramenta de controle e avaliação dos lodos produzidos em reatores anaeróbios. Os mesmos coincidem com o período da crescente utilização dos reatores UASB. Com uma ampla aceitação dessa tecnologia, o Brasil teve sua primeira pesquisa abordando o ensaio em questão na década de 1990 com a tese de Penna (1994).

O ensaio de AME mostra-se importante para o monitoramento da atividade metanogênica presente em um reator anaeróbio. Embora não haja um protocolo padronizado para a execução do teste de AME, sua importância já é reconhecida na literatura (AQUINO et al., 2007, BUENO, 2010). Sendo assim, vem sendo utilizada em diversas aplicações como: obtenção de informações sobre a digestão anaeróbia (ALVES et al., 2005), avaliação de inóculos na partida de reatores (ENRIGHT et al., 2009; OZ et al., 2012), estimativa dos diferentes grupos fisiológicos presentes nos lodos (DOLFING; BLOEMEN, 1985; SONG et al., 2006), avaliação do efeito inibitório de elementos tóxicos na digestão anaeróbia (ZHOU; QIU, 2006; RIETOW, 2018), avaliação em diferentes condições operacionais (CARVALHO, 2006; LAPA, 2006), potencial de biodegradabilidade, tanto de lodos anaeróbios como aeróbios, ou ainda, combinados (aeróbio + anaeróbio) (SILVA et al., 2005; LOUZADA et al., 2005), dentre outras.

De fato, o conhecimento da AME do lodo permite estabelecer a capacidade máxima de remoção de DQO da fase líquida, podendo estimar a carga orgânica máxima a ser aplicada no sistema. Além disso, o ensaio permite uma série de outras aplicações, conforme referenciado por Chernicharo (2016):

- avaliação do comportamento da biomassa na presença de compostos potencialmente inibidores;
- determinação da toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos;
- monitoramento das mudanças da atividade do lodo, devido a possível acumulação de materiais inertes;
- determinação da massa mínima de lodo anaeróbio a ser mantida no reator;
- avaliação de parâmetros cinéticos.

Os métodos volumétricos de quantificação do CH_4 produzido no ensaio de AME têm sido muito utilizados devido às suas facilidades operacionais. Os métodos volumétricos baseiam-se na determinação do volume de CH_4 produzido em um frasco reacional contendo lodo. As metodologias mais empregadas reportadas na literatura dentro dos processos volumétricos são: medição do volume e composição do biogás, medição apenas da composição do biogás e a medição direta do volume de CH_4 (AQUINO et al., 2007).

Dentre as metodologias citadas a medição direta do volume de CH_4 mostra-se com mais vantagens principalmente no que diz respeito à dispensa do uso da cromatografia. Além disso, os custos inerentes a sua operação são baixos, podendo essa técnica ser implementada em qualquer laboratório. Contudo, ainda não existe um procedimento padrão para a determinação da AME, o que dificulta a comparação dos resultados obtidos por diferentes estudos, e limita a aplicabilidade e disseminação do teste de AME como ferramenta de controle dos processos anaeróbios (AQUINO et al., 2007; SILVA et al, 2010).

O lodo, apesar de ser parte fundamental do tratamento anaeróbio em reatores tipo UASB, deve ser avaliado além de suas características metabólicas, pois no fim do processo ele se torna um resíduo que necessita ser monitorado e avaliado, para que possa dar uma destinação correta.

Os itens 2.3.3 e 2.3.4 descrevem as características físicas e químicas do lodo anaeróbio e umas das formas sustentáveis de destinação.

2.3.3 Caracterização do lodo anaeróbio

O lodo é um dos resíduos gerados no processo de tratamento, cujas características são consequências da composição do afluente a ser tratado, do tipo do sistema de tratamento implantado e do método de operação adotado. Por isso precisa ser gerenciado de forma ambientalmente viável e segura.

Segundo Von Sperling e Gonçalves (2001), o lodo de esgoto pode ser classificado de acordo com o sistema e etapa de tratamento de esgoto em:

- lodo primário: gerado nos processos que recebem o esgoto bruto em decantadores primários;

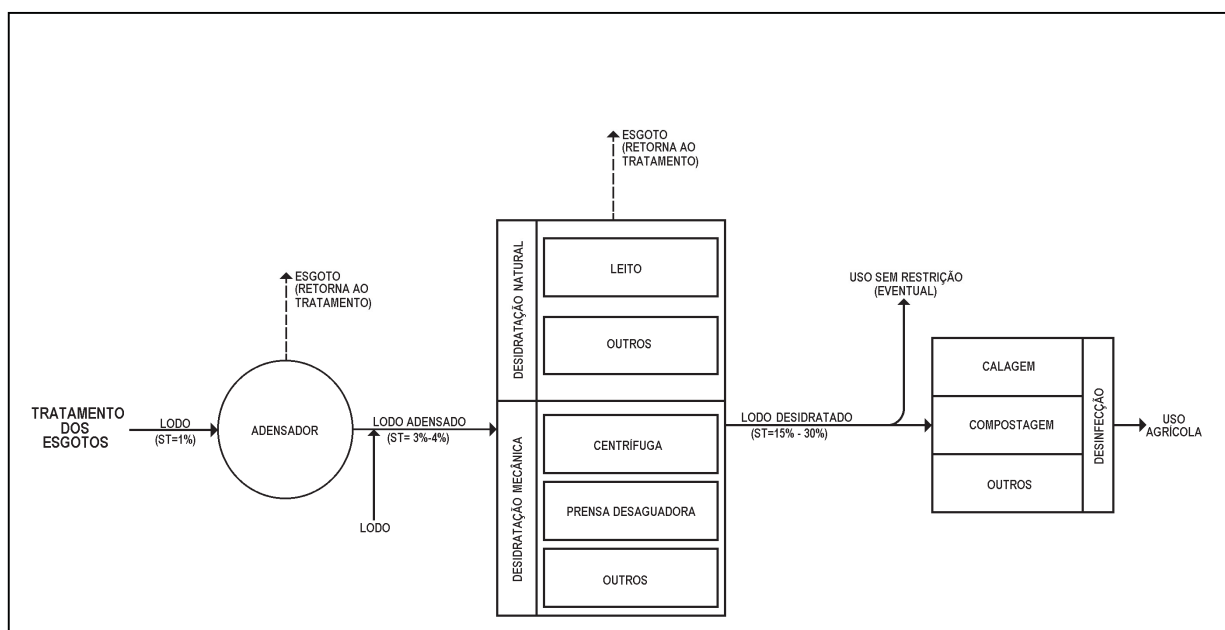
- lodo biológico ou secundário: proveniente da etapa biológica de tratamento, é composto pela biomassa que cresceu utilizando esgoto afluyente como substrato;
- lodo misto: resultante da mistura do lodo primário e secundário;
- lodo químico: gerado em etapa físico-química de sistemas de tratamento, para melhorar o desempenho do decantador primário ou, para promover polimento do efluente secundário.

Os sistemas que geram as menores quantidades de lodos são as lagoas de estabilização e os reatores tipo UASB. Esse fato ocorre, pois nas lagoas e reatores UASB, o lodo passa por digestão e adensamento. Consequentemente, há redução de volume, ao contrário do que acontece no sistema dos lodos ativados de aeração convencional, onde a idade do lodo é baixa. O intervalo de remoção do lodo também varia de acordo com o sistema de tratamento. Enquanto nos sistemas de lagoas a remoção do lodo biológico é em intervalo de anos, nos sistemas de UASB + Pós os intervalos são em semanas e nos sistemas de lodos ativados a remoção é contínua (ANDREOLI et al., 2016).

As principais etapas que envolvem o tratamento e gerenciamento do lodo biológico estão apresentados na FIGURA 3.

O tratamento do lodo é operação complicada, pois muitas vezes ultrapassa os limites da ETE. Por exemplo, seja o lodo gerado nas fases de tratamento preliminar, seja na fase de tratamento primário, tanto quanto na fase de tratamento biológico, vai requerer um conjunto de operações específicas, que podem incluir a seguinte sequência, no todo ou em parte: adensamento, digestão, desidratação, secagem, higienização e disposição final (JORDÃO; PESSOA, 2005).

FIGURA 3. PROCESSAMENTO DO LODO DE ESGOTO EM UMA ETE.



FONTE: AISSE (2000).

Para o planejamento do destino é necessário que se conheçam as características físicas, químicas e biológicas do lodo, tais como: compostos orgânicos, nutrientes, organismos patogênicos, metais, pH e compostos orgânicos tóxicos. De acordo com Bittencourt (2014) o conhecimento da composição física, química e biológicas do lodo de esgoto é fundamental para seleção da alternativa de destinação adequada.

Os nutrientes encontrados em maior quantidade no lodo são o N e o P. Os cátions Ca e Mg são encontrados em pequenas quantidades, com exceção do lodo higienizado com cal. O Potássio (K) está presente em pequenas quantidades, portanto, em solos adubados com lodo é necessária a complementação deste nutriente por meio da aplicação de fertilizantes minerais. Ainda é possível encontrar quantidades expressivas de micronutrientes como Cobre (Cu) e Zinco (Zn). No entanto, é importante destacar que, esses microelementos são exigidos pelos cultivos vegetais em pequenas quantidades e o uso de lodo em níveis elevados pode resultar em efeitos tóxicos, reduzindo a produtividade dos cultivos (ANDREOLI et al., 2016; BITTENCOURT, 2014).

A composição variável do lodo de esgoto está relacionada, principalmente, ao processo de tratamento aplicado e ao caráter sazonal. Na TABELA 9 exemplificou-se

os teores de nutrientes e de substâncias inorgânicas de lodo dos diferentes sistemas de tratamento de esgoto no Brasil.

TABELA 9. TEORES DE NUTRIENTES E DE SUBSTÂNCIAS INORGÂNICAS DE LODO DE DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO NO BRASIL

Constituinte	Unidade	Estação de Tratamento de Esgoto - ETE						
		Franca SP ⁽¹⁾	Barueri, SP ⁽²⁾	Mangueira, PE ⁽³⁾	Belém, PR ⁽⁴⁾	Brasília Norte, DF ⁽⁵⁾	Jundiaí, SP ⁽⁶⁾	Pacotuba, ES ⁽⁷⁾
Umidade	%	39	72	-	23	86-88	68	-
pH	-	6,1	8,7	5,7	12	-	5,9	5,2
Corg	% ST	34	37	29	20	31-33	29	16
Nkjeldahl	% ST	4,5	4,1	2,5	3,1	0,5-0,6	3,2	0,6
Fósforo	% ST	0,8	2,5	0,5	2,0	0,3-0,6	1,8	0,4
Potássio	% ST	0,2	0,1	0,2	0,2	0,02-0,06	0,2	0,2
Cálcio	% ST	1,9	2,5	2,2	13	-	1,3	-
Magnésio	% ST	0,3	0,4	0,2	7,3	-	0,3	-
Manganês	% ST	0,02	0,03	0,02	-	-	0,07	-
Ferro	% ST	1,9	3,2	1,6	-	-	2,9	-
Alumínio	% ST	-	1,8	-	-	0,2-0,4	-	-
Arsênio	mg kg ⁻¹ ST	-	-	-	-	<0,6	0,6	<0,5
Bário	mg kg ⁻¹ ST	-	-	-	-	-	-	156
Boro	mg kg ⁻¹ ST	-	9,5	-	-	-	-	-
Cádmio	mg kg ⁻¹ ST	2	11	3,1	8,5	4-6	7,2	<0,05
Chumbo	mg kg ⁻¹ ST	100	206	350	43	10-11	184	29
Cobre	mg kg ⁻¹ ST	204	80	60	120	87-104	722	98
Cromo	mg kg ⁻¹ ST	102	791	-	40	18-21	153	26
Mercúrio	mg kg ⁻¹ ST	-	-	-	2,1	<4	<0,1	-
Molibdênio	mg kg ⁻¹ ST	-	-	-	-	<7	-	3,5
Níquel	mg kg ⁻¹ ST	69	395	-	50	5-6	35	11
Selênio	mg kg ⁻¹ ST	-	-	-	-	<1,3	-	< 0,5
Zinco	mg kg ⁻¹ ST	1.279	2.827	937	549	159-169	500	409

FONTE: retirada de BITTENCOURT (2014). Sendo: ⁽¹⁾ Borges e Coutinho (2004); ⁽²⁾ Pires et al. (2007); ⁽³⁾ Gomes, Nascimento e Biondi (2007); ⁽⁴⁾ Chueiri et al. (2007); ⁽⁵⁾ Corrêa, Fonseca e Corrêa (2007); ⁽⁶⁾ Backes et al. (2009); ⁽⁷⁾ Delarmelina et al. (2013).

NOTA: ⁽¹⁾ Sistema de lodos ativados convencional; ⁽²⁾ Lodo de digestor anaeróbio gerado no processo de lodos ativados; ⁽³⁾ lodo de leite de secagem gerado em reator anaeróbio, Nitrogênio em Nitrogênio total; ⁽⁴⁾ lodo higienizado com cal proveniente de centrifuga gerado em processo lodos ativado de aeração prolongada, Nitrogênio em Nitrogênio total, Fósforo em P₂O₅ e Potássio em K₂O; ⁽⁵⁾ lodo primário e secundário desaguado em prensa gerado em processo de lodos ativados, Nitrogênio em Nitrogênio total; ⁽⁶⁾ lodo gerado em sistema composto por lagoas aeradas aeróbias seguidas de lagoas de decantação; ⁽⁷⁾ sistema de tanque séptico seguido de filtro anaeróbio de fluxo ascendente, valores originais em mg dm⁻³ estimados em % e mg kg⁻¹ adotando massa específica de 1.000 kg m⁻³.

O lodo de esgoto tem características específicas. Pode-se dizer que suas características são diretamente proporcional ao tratamento dado ao esgoto doméstico, apresentando variações em sua composição química, física e biológica. Estas últimas, por suas vezes, dependem de fatores antrópicos como os hábitos da população e infraestrutura urbana (RIGO et al., 2014). Quando processado, tratado e utilizado de

maneira adequada, poderá ser utilizado para o aproveitamento dos seus nutrientes, principalmente na agricultura, atividades florestais e recuperação do solo degradado.

2.3.4 Disposição agrícola

O lodo de esgoto apresenta, em sua constituição, quantidades significativas de nutrientes necessários aos cultivos agrícolas, como Nitrogênio (N), Fósforo (P), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg), cuja presença está relacionada com o afluente que lhe deu origem e ao processo de tratamento do efluente e do lodo.

No Brasil, muitas pesquisas têm sido desenvolvidas para determinar a melhor utilização do lodo gerado nas estações municipais, principalmente com finalidade agrícola, tomando-se as devidas precauções quanto ao seu potencial patogênico (ANDREOLI et al., 2016). O Paraná é um dos estados onde o lodo de esgoto tem a agricultura como destinação prioritária (BITTENCOURT et al., 2017).

O uso agrícola, como forma de destinação do lodo de esgoto, é considerada ambientalmente sustentável, uma vez que promove a reciclagem de nutrientes, sendo benéfico ao cultivo de plantas e por ser rico em matéria orgânica (MO), também promove melhorias nas características físicas, químicas e biológicas do solo. Além disso, essa destinação proporciona benefícios à sociedade e ao ambiente natural, pois contribui para o cultivo dos alimentos e à conservação do solo e água (BITTENCOURT et al., 2017).

Entre os anos de 2007 e 2013, a SANEPAR destinou 162.825 toneladas de lodo úmido (ST = 39,72%) geradas na RMC para a aplicação agrícola. Deste total 40.227 toneladas são provenientes de reatores UASB (ST = 48,87%). A área aplicada total foi de 4.510 ha (BITTENCOURT, 2014). No estado do Paraná, no período de 2011 a 2013, 107.416 t de lodo de esgoto higienizadas por estabilização alcalina prolongada, com teor médio de ST de 53,7% foram aplicadas em 5.529 ha de áreas agrícolas do estado (PARANÁ, 2009).

A aplicação do lodo de esgoto em áreas agrícolas brasileiras está restrita ao atendimento dos critérios e aos procedimentos estabelecidos na Resolução nº 375 de 29 de agosto de 2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Resolução Conama 375/06) (BRASIL, 2006). Nesta resolução foram apresentados os procedimentos relacionados ao licenciamento, frequência de monitoramento do lodo, elaboração de projeto agrônômico, condições de manuseio, transporte e aplicação deste material.

Além disso, nessa resolução são estabelecidos os critérios para culturas e áreas agrícolas aptas a receberem o material para restrições locais, para definição da taxa de aplicação e do monitoramento das áreas de aplicação. Dentre os requisitos mínimos de qualidade do lodo são definidos limites máximos de concentração para agentes patogênicos, indicadores bacteriológicos e contaminantes inorgânicos, como metais pesados. Também é exigido o monitoramento de substâncias orgânicas. Mas, ao contrário da maior parte das legislações internacionais sobre o tema, não foram determinados limites máximos de concentração (BRASIL, 2006).

No estado do Paraná quem estabelece os procedimentos padrões e requisitos para a utilização do lodo em áreas agrícolas é a Resolução Secretária de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos nº 021/09 (PARANÁ, 2009). A resolução considera que o lodo somente pode ser aplicado na agricultura caso satisfaça pré-requisitos que tornem seu uso seguro. Além disso, define unidade de gerenciamento de lodo (UGL) como uma unidade vinculada, ou não, a uma ETE, que realiza o gerenciamento de lodo gerado por uma, ou mais ETEs, para fins de reciclagem agrícola.

Na TABELA 10 foram apresentados os limites admitidos nas resoluções CONAMA 375 (BRASIL, 2006) e SEMA 021 (PARANÁ, 2009), de teores dos elementos químicos no lodo de esgoto no Paraná.

Um argumento a favor do tratamento combinado é que o lixiviado, com elevadas concentrações de nitrogênio, combinado com o esgoto que possui concentrações de fósforo, possam contribuir de forma que esses nutrientes estejam disponíveis no lodo e posteriormente no solo. Contudo, o lixiviado possui metais pesados e se houver concentrações elevadas, esses metais podem vir a inibir a atividade biológica do lodo e inviabilizar a sua utilização futura enquanto fertilizante (LEMA et al., 1988).

O monitoramento, em termos de substâncias inorgânicas (metais), é importante para avaliar o acúmulo destes compostos na biomassa dos sistemas biológicos decorrente da adição do lixiviado, verificando sua conformidade com os critérios estabelecidos para uso agrícola, segundo descrito nas legislações locais e nacionais. No Brasil, muitas pesquisas têm sido desenvolvidas para determinar a melhor utilização do lodo retirado nas estações municipais, principalmente com

finalidade agrícola, tomando-se as devidas precauções quanto ao seu potencial patogênico (ANDREOLI et al., 2016).

TABELA 10. TEORES DE ELEMENTOS QUÍMICOS OBSERVADOS NO LODO DE ESGOTO DAS ETE'S DO ESTADO DO PARANÁ

Parâmetro (unidade)	Limite CONAMA 375	Limite SEMA 021	LODO		
			Andreoli et al. (2001) ⁽¹⁾	Bittencourt et al. (2012) ⁽¹⁾	Ross et al. (2015)
C orgânico (%)	NE	NE	20,1	10,0	15,52 (13,60) ⁽²⁾
P total (%)	NE	NE	0,67	NR	0,111 (0,14)
NTK (%)	NE	NE	2,22	0,73	0,32 (0,27)
N NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	NE	NE	NR	NR	27,22 (14,77)
N NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	NE	NE	NR	< 6,0 x 10 ⁻⁴	2,86 (4,59)
N NO ₂ ⁻ (mg kg ⁻¹)	NE	NE	NR	< 3,0 x 10 ⁻³	< 1,0 (0)
K (%)	NE	NE	0,95	0,19	0,037 (0,04)
Na (%)	NE	NE	NR	0,07	0,047 (0,04)
S (mg kg ⁻¹)	NE	NE	NR	0,32	3,29 (4,43)
Ca (%)	NE	NE	0,83	19,70	0,803 (0,43)
Mg (%)	NE	NE	0,3	NR	0,359 (0,35)
As (mg kg ⁻¹)	41	41	NR	7,9	<10 (0)
Ba (mg kg ⁻¹)	1.300	1.300	NR	174,4	<10 (0)
Cd (mg kg ⁻¹)	39	20	NR	5,2	1,8 (1,7)
Pb (mg kg ⁻¹)	300	300	NR	44,5	18 (23)
Cu (mg kg ⁻¹)	1.500	1.000	NR	99,0	88 (62)
Cr (mg kg ⁻¹)	1.000	1.000	NR	<2,0	14 (19)
Hg (mg kg ⁻¹)	17	16	NR	0,4	<10 (0)
Mo (mg kg ⁻¹)	50	50	NR	12,6	<10 (0)
Ni (mg kg ⁻¹)	420	420	NR	20	14 (19)
Se (mg kg ⁻¹)	100	100	NR	1,1	< 1 (0)
Zn (mg kg ⁻¹)	2.800	2.500	NR	916,2	316 (322)

Nota: ¹ lodo anaeróbico ETE Padilha Sul submetido ao processo de estabilização alcalina prolongada; ² valores em () correspondem desvio padrão, avaliação de 5 amostras; NE = não existente; NR = não realizado.

Na resolução Conama 375/06 (BRASIL, 2006), utiliza-se o 'termo substâncias inorgânicas' para os contaminantes inorgânicos, comumente denominados de metais

pesados. Na TABELA 11 foram transcritos os teores de substâncias inorgânicas de lodo dos diferentes sistemas de tratamento de esgoto no Brasil.

TABELA 11. TEORES DE SUBSTÂNCIAS INORGÂNICAS DE LODO DE DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO BRASILEIROS

Localidade	Parâmetros (mg kg ⁻¹)										
	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
JERÔNIMO MONTEIRO, ES ⁽¹⁾	-	-	0,4	15	129	4,1	-	9,4	40	-	320
SUZANO, SP ⁽²⁾	-	-	8	579	625	-	-	346	217	-	1,1
RMC, PR ⁽³⁾	0,2	138	0,3	48	101	0,1	0,4	30	32	8	343
BARUERI, SP ⁽⁴⁾	12	-	18	-	850	2	13	34	189	1	1.870
FRANCA, SP ⁽⁵⁾	-	307	3,3	285	573	-	2,8	57	77	-	1.028

FONTE: Adaptado de BITTENCOURT (2014), sendo: ⁽¹⁾ Lopes et al. (2005); ⁽²⁾ Marques et al. (2006); ⁽³⁾ Bittencourt et al. (2010); ⁽⁴⁾ Nogueira et al. (2010); ⁽⁵⁾ Merlino et al. (2010)

2.4 TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO E ESGOTO

Das diferentes alternativas para destino e tratamento do lixiviado, a opção do descarte desse resíduo em estações de tratamento de esgotos pode ser aplicação efetiva. De acordo com Campos (2014), a relação entre a vazão e a carga de lixiviado que o aterro produz é pequena se comparada à vazão e carga de esgoto sanitário que chega a estação, sendo na faixa de 2% de lixiviado.

Santos (2010) estimou a geração de esgoto e de lixiviado por uma mesma população contribuinte, com valores em faixa variável de 0,09% a 0,13% de volume de lixiviado, em relação ao volume de esgoto, o que favorece aplicação do tratamento combinado. Contudo, a principal preocupação recai sobre os processos e operações componentes das ETEs pois, os sistemas mais usualmente utilizados não são totalmente efetivos para tratar os componentes do lixiviado. Essa alternativa deve acontecer desde que seja promovido controle satisfatório das características do afluente à estação. Esta última, por sua vez, deve conseguir assimilar o lixiviado. Também, é necessário ocorrer compatibilidade das operações e dos processos unitários para tratar os dois tipos de efluentes (EL-GOHARY; KAMEL, 2016).

No Brasil não existem leis para descarte de lixiviados de aterros sanitários no sentido de reduzir a poluição de corpos hídricos. Contudo, considerando os Estados

Unidos como exemplo, a USEPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos), estabeleceu limites para lançamentos dos lixiviados de aterros e padrões de pré-tratamento para descarga desses efluentes em sistemas públicos de tratamento de esgotos (USEPA, 2000). Em 2000, a USEPA estimava que aproximadamente 800 aterros de resíduos não-perigosos descartavam suas águas residuárias em sistemas públicos de tratamento de esgotos (USEPA, 2000). Sendo assim, para haver descarte do lixiviado dos aterros sanitários em ETEs, recomenda-se fazer uma avaliação preliminar do projeto da estação. Também, recomenda-se realizar monitoramentos com base em critérios mais rigorosos dos que vêm sendo empregados, pois não podem ser utilizados os mesmos modelos e cinéticas dos processos biológicos de degradação do esgoto sanitário para os componentes de lixiviado (CAMPOS, 2014).

Segundo Neczaj et al. (2005) e El-Gohary; Kamel (2016) a questão no tratamento de lixiviados combinados com esgotos sanitários passa pela dificuldade de adequação do processo de tratamento. Ou seja, o tipo de sistema biológico a ser utilizado e a variabilidade nas características do lixiviado durante sua produção no aterro com a sistemática de operação da ETE.

O processo anaeróbio é alternativa adequada para tratamento de águas residuárias (esgotos sanitários e efluentes), resíduos sólidos urbanos, resíduos industriais, vinhoto e resíduos animais (VON SPERLING, 1996). Embora esse processo seja amplamente utilizado devido a sua capacidade de suportar variações de cargas orgânicas e hidráulicas, o processo anaeróbio é pouco eficiente na remoção de nitrogênio e fósforo (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994). Para que o tratamento desse tipo de efluente gerado seja eficiente, uma das alternativas é o emprego de técnicas que combinam sistemas anaeróbio-aeróbio.

A utilização do processo combinado no tratamento de lixiviado apresenta inúmeras vantagens, quais sejam: capacidade de suportar aplicação de elevadas cargas orgânicas e hidráulicas; simplicidade de operação; menor potência de aeração requerida na fase aeróbia; menor produção de lodo biológico; menor custo de implantação; menor perda de sólidos biológicos no efluente; resistência às variações da vazão afluente e; flexibilidade de configurações e dimensões nos projetos quando comparado a processos anaeróbios e aeróbios convencionais. Por outro lado, este processo apresenta sensibilidade à mudança de temperatura e qualidade do lixiviado (POETSCH; KOETZ, 1998; BIDONE, 2008; GOMES, 2009; ABBAS et al., 2009).

Outra vantagem da codisposição é a redução da carga efluente que chega para o tratamento anaeróbio que, além de reduzir alguns inibidores do processo anaeróbio, aumenta a biodegradabilidade (DBO_5/DQO). Além disso, é vantajoso para biodigestão anaeróbia por incrementar a alcalinidade, favorecendo o efeito de tamponamento do sistema, além de dispensar a adição de nutrientes, considerando que o lixiviado incrementa o nitrogênio, o esgoto e o fósforo (RENOU et al., 2008; SANTOS, 2009; BORTH et al., 2017).

De maneira geral, não há tecnologia que, atuando isoladamente, consiga tratar efluentes com compostos tão recalcitrantes e com elevada carga orgânica como no lixiviado. As soluções convencionais são baseadas em sistemas combinados e/ou codisposição, cujas preocupações fundamentais estão associadas principalmente à eficiência e ao custo do tratamento.

Em termos de porcentagem adequada de lixiviado a ser adicionada, não existe uma proporção fixa de lixiviado a ser utilizado, sobretudo em função das diferentes composições do mesmo. Alguns autores (BOYLE; HAM, 1974; LEMA et al., 1988) afirmaram que lixiviados com DQO igual a 10.000 mg L^{-1} podem ser tratados com esgoto sanitário na proporção volumétrica de até 5% em sistemas de lodos ativados com aeração prolongada sem causar prejuízos ao processo. Proporções mais elevadas de lixiviado no tratamento combinado podem causar a inibição do processo biológico e eliminação da possibilidade do uso do lodo como fertilizante devido às altas concentrações de metais nele presente.

McBean et al. (1995) também afirmaram que o tratamento combinado com esgotos sanitários pode ser uma forma bastante utilizada para se tratar lixiviados de aterros de resíduos sólidos e, reforçam a ideia de que a relação volumétrica entre o lixiviado e o esgoto não deve ultrapassar 2% para evitar problemas no tratamento. Portanto, determinar essa proporção é importante pois, eventuais concentrações elevadas de metais podem inibir a atividade biológica do lodo e inviabilizar a sua utilização futura como fertilizante. Grandes volumes de lixiviado adicionados ao sistema de tratamento de esgotos, podem resultar em efluentes tratados com elevadas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal (LEMA et al., 1988). Sendo assim, uma revisão bibliográfica foi apresentada no próximo item, com intuito de descrever quais as técnicas estão sendo utilizadas na codisposição do lixiviado de aterro sanitário em esgoto sanitário.

2.4.1 Estudos do tratamento de lixiviados com esgoto sanitário fora do Brasil

Há quase quatro décadas, estudos buscam avaliar a viabilidade do tratamento de lixiviados de forma conjunta com esgoto sanitário, buscando conhecer os impactos da adição de lixiviado em diferentes proporções nos sistemas de tratamento, na qualidade do lodo e do efluente final. Na TABELA 12 foi apresentado resumo dos trabalhos realizados com codisposição de lixiviado de aterro sanitário com esgoto sanitário no mundo.

Boyle e Ham (1974) avaliaram o tratamento combinado de esgoto sanitário e lixiviado com DQO de até 10.000 mg L⁻¹ na proporção de 5%, em sistemas de lodos ativados, com aeração prolongada em escala de bancada (1 L), sendo que obtiveram remoção de DBO de 90%. Os autores constataram aumento da produção de sólidos, consumo de oxigênio e da taxa volumétrica de lodo bastante significativo. Recomendaram a adição do lixiviado até o limite de 5% para não impactar significativamente na qualidade do efluente em termos de sólidos, DQO e DBO.

Kelly (1987) estudou o tratamento do lixiviado (1.167 mg L⁻¹) combinado com esgoto sanitário (238 mg L⁻¹), em sistemas de lodos ativados em escala piloto (170 L). O autor obteve eficiência de remoção da DQO de 69% e de 71%, com adição de 16% e 4% de lixiviado, respectivamente. Houve aumento da concentração de metais no lodo, contudo, sem ultrapassar os limites estabelecidos para uso agrícola do solo.

Chang et al. (1995) estudaram o tratamento combinado de esgoto sanitário e lixiviado em sistema de lodos ativados de fluxo contínuo em escala de bancada (5 L), com e sem pré-tratamento físico-químico. Os autores analisaram cinco valores de diluições de lixiviado: 0,2%; 1%; 10%; 25% e 50%. A remoção de DBO ultrapassou 90% e a de DQO 80% para as porcentagens de 0,2 e 1% do lixiviado. Os autores observaram boa sedimentabilidade do lodo em todas as proporções de lixiviado e maior velocidade de sedimentação com a adição de lixiviado.

Booth et al. (1996) avaliaram o desempenho de uma ETE composta por sistema de lodos ativados, tratando lixiviado com esgoto sanitário na proporção média de 0,14%. Os autores relatam aumento do consumo de oxigênio na ETE em torno de 2%, devido à adição do lixiviado e em 2,3% na produção de lodo. As concentrações de metais no lodo se mantiveram abaixo dos limites das leis canadenses.

TABELA 12. ESTUDOS DA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM ESGOTO DOMÉSTICO EM DIFERENTES SISTEMAS FORA DO BRASIL.

Autores	País	Tratamento	Escala	% Lixiviado	Eficiência (%)			
					DQO	DBO	NA	NT
Boyle e Ham (1974)	EUA	LA	Bancada	5	-	90	-	-
Kelly (1987)	Canada	LA	Piloto	4 - 16	71	-	-	-
Chang et al. (1995)	Coreia do Sul	LA	Bancada	1 - 50	80	90	-	-
Diamadopoulos et al. (1997)	Grécia	RBS	Bancada	0 - 10	-	95		50
Aktaş e Çeçen (2001)	Turquia	LA	Bancada	5	84	-	95	-
Çeçen e Çakırroğlu (2001)	Turquia	LA	Bancada	5 - 20	72	-	-	-
Yangin et al. (2002)	Turquia	UASB	Bancada	2 – 2,5	75	-	-	--
Del Borghi et al. (2003)	Itália	LA	Bancada	10 - 20	74	-	80	-
Neczađ et al. (2007)	Polônia	RBS	Bancada	11	86	-	-	-
Yu et al. (2010)	China	-	Piloto/Plena	0,005 – 0,2	82	-	-	96
Litas et al. (2012)	Grécia	LA	Piloto	50	99	-	-	95
Capodici et al. (2014)	Itália	RBS	-	10 - 50	92	-	60	-
Mojiri et al. (2016)	Irã	RBS	Bancada	20 - 80	99	-	73	-
El-Gohary e Kamel (2016)	Egito	LA	Bancada	5,9 - 25	64	72	90	-
Brennan et al (2017)		LA	Plena					

Diamadopoulos et al. (1997) estudaram tratamento combinado do lixiviado com esgoto sanitário na proporção volumétrica de até 10% em reatores sequenciais em batelada (RBS), em escala de bancada (2 L). O sistema foi capaz de remover DBO acima de 95%, 99% de nitrato durante a fase anóxica através da desnitrificação e, até 50% de NT.

Ehrig (1998) avaliou a tratabilidade do lixiviado de forma combinada com esgoto em sistema de lodos ativados em escala de bancada (2 L), com a adição do lixiviado variável de 1 a 16%. A velocidade de sedimentação do lodo aumentou com a

adição do lixiviados. O aumento efetivo de DBO e DQO no efluente final pode ser resultado da deficiência de nutrientes (fósforo) em comparação à adição de carga orgânica não-biodegradável oriunda do lixiviado.

De acordo com Aktaş e Ceçen (2001), a proporção volumétrica de 5% em um sistema de lodos ativados (2 L) em batelada removeu 84% da DQO e 95% do NA presente na mistura lixiviado/esgoto sanitário, após 10 dias de aeração. Porém, a volatilização foi a principal causa da remoção da amônia, uma vez que apenas 17% do nitrogênio amoniacal foram convertidos às formas oxidadas de nitrogênio.

Çeçen e Çakroğlu (2001) investigaram o tratamento combinado de esgoto sanitário com lixiviado em sistema de lodos ativados em escala de bancada (2 L). As proporções do lixiviado variaram de 5 a 20%. A eficiência de remoção de DQO foi de 72% e 16% nas proporções de 10% e 20%, respectivamente. Quando foi realizado um tratamento prévio do esgoto com FeSO_4 e polieletrólito aniônico, a remoção de matéria orgânica na proporção de 10% aumentou para 85% e na proporção de 5% aumentou para 88%. Com base em tais dados, os autores recomendam que a proporção do lixiviado nunca exceda 20% do total da mistura e, constataram significativo decréscimo na taxa de reação, indicando efeitos de inibição quando a DQO do lixiviado se aproximou de 50% da DQO total inicial.

Yangin et al. (2002) estudaram a combinação de lixiviado e esgoto doméstico na proporção de 2% e 2,5% em reator tipo UASB escala de bancada (11,3 L), com temperatura controlada (35° C). O tempo de detenção hidráulica (TDH) variou de 18 a 12 h e obtiveram eficiências em termos de DQO de 64% e 86%, quando operados com carga orgânica hidráulica (COV) de 0,88 e 2 kg DQO $\text{m}^{-3} \text{dia}^{-1}$, respectivamente.

Del Borghi et al. (2003) avaliaram o tratamento consorciado de esgoto sanitário com lixiviado misturado (velho com novo) em sistemas de lodos ativados em escala de bancada (5 L). O lixiviado foi adicionado nas proporções volumétricas variando entre 10 a 20%. Nos ensaios com regime contínuo de alimentação, as melhores eficiências de remoção da DQO foram obtidas para TDH de 4 h, sendo de 74% para proporção volumétrica de 5% e esse valor diminuiu a 42% quando o lixiviado foi adicionado a 20%. A remoção do NA se manteve em torno de 80% para TDH de 2 h e proporções volumétricas variando de 10 a 20%.

Necjad et al. (2007) estudaram o tratamento combinado em RBS de esgoto e lixiviado na proporção de 11% em escala de bancada (5 L). A eficiência de remoção de DQO foi de 86%, quando não houve pré-tratamento do lixiviado. Porém, quando o

lixiviado foi pré-tratado por ultrassom, através de sonificação do lixiviado em estado estático, usando o desintegrador UD-20, a frequência de campo de 20 kHz e a amplitude de 12 μm , a eficiência de remoção de DQO foi de 92%.

O trabalho de Yu et al. (2010) traz maiores detalhes sobre as condições operacionais de um reator compartimentado em escala de bancada (3,8 m³), utilizando tecnologia denominada A₂/O (aneróbia/ anóxica/ aeróbia), alimentado em regime contínuo com a mistura lixiviado e esgoto sanitário na proporção volumétrica de 0,05 a 0,2%. As condições ótimas de operação para remoção de matéria orgânica e nitrogênio, foram para a proporção de 0,2% e TDH de 11 horas, oxigênio dissolvido de 3 mg L⁻¹, recirculação interna de 200% (em relação à vazão de alimentação) e retorno de lodo de 80% (em relação à vazão de alimentação). E com essas condições foi aplicado em escala plena e os resultados mostraram eficiências médias de remoção de DQO, NA e NTK foram de 82, 96 e 61%, respectivamente.

Litas et al. (2012) estudaram o tratamento consorciado do lixiviado velho na proporção volumétrica de 50% em relação ao esgoto sintético, utilizando reator piloto (300 L) de lodos ativados com um módulo imerso de microfiltração. Com TDH de 9 dias, a remoção de DQO variou de 95 a 99%. A remoção do NT variou de 76 a 95% e foi atribuída à nitrificação e desnitrificação. Apesar das elevadas eficiências obtidas, o efluente final não atendeu aos padrões de lançamento da Grécia, por isso, os autores sugeriram etapa de pós- tratamento físico-químico.

Capodici et al. (2014) investigaram a viabilidade do cotratamento do lixiviados com água residuária sintética em dois RBS. O lixiviado de aterro sanitário foi testado em duas concentrações, 10% e 50%. Os resultados mostraram boa eficiência de remoção de DQO para ambos os reatores, sendo de 92 e 89% para 10 e 50%, respectivamente. Além disso, ambos apresentaram boas eficiências de remoção de NA (maior do que 60%) confirmando, assim, a possibilidade de cotratamento do lixiviados com efluente facilmente biodegradável.

Mojiri et al. (2016) testaram duas metodologias. Uma usando apenas um RBS, outra usando o RBS com um adsorvente denominado ZELIAC (zeólito, carvão ativado, pedra de cal, cinzas de casca de arroz e cimento Portland) no tratamento de águas residuárias e lixiviados de aterros com concentrações de 20 a 80%. Os reatores de escala de bancada (1,2 m) mostraram melhor eficiência com o ZELIAC nas condições de taxa de recirculação (1,74 L min⁻¹), proporção de lixiviados de águas residuárias

(20%), e o TDH (10,31 h) obtendo eficiências de remoção de cor, NA, DQO e fenóis de aproximadamente 84%, 99%, 73% e 61%, respectivamente.

El-Gohary e Kamel (2016) testaram três conjuntos experimentais de tratamento: anaeróbio, aeróbio e combinado anaeróbio/aeróbio. O objetivo foi avaliar o impacto da carga orgânica aplicada sobre o desempenho dos processos de tratamento do esgoto sanitário com lixiviado. Foram utilizadas três concentrações diferentes de lixiviados, 5,9%, 25% e 50%, com e sem pré-tratamento para remoção de nitrogênio amoniacal. Os resultados obtidos indicaram que a remoção de amônia durante 6 h após o ajuste do pH do lixiviado através do tratamento aeróbio pelo sistema de lodo ativado durante 24 h, obteve os melhores resultados. A remoção de nitrogênio amoniacal foi superior a 90%. Os valores de remoção de DQO e DBO correspondentes atingiram 64,4 e 67,2%, respectivamente.

Várias pesquisas sobre o tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário, têm sido realizadas no mundo. Porém, na grande maioria das vezes, é utilizado o sistema de lodos ativados, utilizando reatores tipo UASB. Isso deve estar ligado o fato de essa tecnologia ser mais difundida em países de clima tropical e em desenvolvimento.

2.4.2 Estudos do tratamento de lixiviados com esgoto sanitário no Brasil

No Brasil também tem sido desenvolvidos estudos para avaliar a viabilidade do tratamento do lixiviados de forma conjunta com esgoto sanitário. Tais estudos avaliaram os impactos da adição de lixiviados em diferentes proporções nos sistemas de tratamento, na qualidade do lodo e do efluente final. Na TABELA 13 encontra-se um resumo das pesquisas realizadas no Brasil com tecnologias diferentes da abordada nesse estudo.

Castro (2001) avaliou o tratamento consorciado do lixiviado com esgoto em sistema australiano, consistindo de lagoa anaeróbia (1 m^3) e lagoas de estabilização ($0,7 \text{ m}^3$). A unidade piloto foi montada na própria estação e operada durante 18 meses, sendo avaliado o comportamento da eficiência para proporções crescentes do lixiviado em relação ao esgoto (0; 6; 11; 20 e 100%). Para as condições em estudo, foram alcançadas eficiências média de remoção de DQO de 46, 49, 31, 28 e 21%, respectivamente. Em relação à eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal foi

obtido 87,5% para esgoto puro e 82,5% para esgoto e lixiviado além de reduzida concentração de metais nos efluentes e aumento no lodo.

TABELA 13. ESTUDOS DA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM ESGOTO DOMÉSTICO NO BRASIL

AUTORES	TIPO DO TRATAMENTO	ESCALA	% LIXIVIADO	EFICIÊNCIA			
				DQO	DBO	NA	NT
Castro (2001)	Lagoa anaeróbia + facultativa	Piloto	6 - 100	49	-	82	-
Marques et al. (2010)	LA	Plena	3,4	90	90	75	-
Santos (2010)	Lagoa aerada + lagoa de sedimentação	-	0,2 - 2	56		84	-
Campos et al. (2014)	LA	Bancada	0,2 - 5	84	97	-	-
Ferraz et al. (2014)	BAS	Piloto	0,2 - 5	80	98	90	-
Nascentes et al. (2015)	LA	Bancada	0,5 - 5	88	-	-	-
Reque (2015)	Banhados contruidos	-	10	97	72,8	-	-
Leite et al. (2017)	Lagoa facultativa + lagoa maturação	Piloto	1	49	69	86	-
Albuquerque et al. (2018)	LA	Bancada	2 - 5	82	97		

Castro (2001) avaliou o tratamento consorciado do lixiviado com esgoto em sistema australiano, consistindo de lagoa anaeróbia (1 m³) e lagoas de estabilização (0,7 m³). A unidade piloto foi montada na própria estação e operada durante 18 meses, sendo avaliado o comportamento da eficiência para proporções crescentes do lixiviado em relação ao esgoto (0; 6; 11; 20 e 100%). Para as condições em estudo, foram alcançadas eficiências média de remoção de DQO de 46, 49, 31, 28 e 21%, respectivamente. Em relação à eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal foi obtido 87,5% para esgoto puro e 82,5% para esgoto e lixiviado além de reduzida concentração de metais nos efluentes e aumento no lodo.

Marques et al. (2010) estudaram o tratamento consorciado do lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário pelo sistema de lodos ativados convencional, através do monitoramento de ETE. O percentual de contribuição do lixiviado foi de 3,39% da DQO e, 5,19% de NA, em termos de carga. O percentual de remoção de

DBO e DQO manteve valores médios acima de 90% e a remoção de nitrogênio amoniacal se manteve em valores médios acima de 75%.

Santos (2010) estudou o tratamento combinado do lixiviados em lagoas de estabilização para tratamento de esgoto sanitário, numa linha composta por lagoa aerada (62 m³), mais lagoa de sedimentação (20 m³). Para as proporções de 0, 0,2, 0,5 e, 2% foram alcançadas remoções de 82, 68, 66, 56% de DQO e 77, 75, 84% de NA, respectivamente.

Campos et al. (2014) investigaram o cotratamento dos lixiviados de aterros e águas residuais domésticas em reatores em escala de bancada (10 L) de lodos ativados (LA), para determinar se a matéria orgânica, lentamente biodegradável, foi removida ou diluída. Os reatores foram carregados com relações volumétricas de 0%, 0,2%, 2% e 5% de lixiviado pré-tratado. Para todas as condições testadas, o desempenho dos reatores alcançou melhor eficiência na relação volumétrica de 2% as seguintes remoções: 97% para a DBO₅, 79% para SST, 77% para o COD e 84% para a DQO. A maior parte da matéria orgânica lentamente degradável do lixiviado pré-tratado (65%) foi removida invés de diluída ou adsorvido no lodo, tal como confirmado por Fourier.

Ferraz et al. (2014) avaliaram um biofiltro aerado submerso (BAS) em escala piloto (178 L) no tratamento combinado de águas residuais domésticas e lixiviado pré-tratado por *air stripping*. As relações volumétricas testadas foram de 0,2 e 5% com TDH 24 h. A melhor eficiência do BAS foi na relação volumétrica de 2% com remoção de DBO de 98%, 80% para DQO e COT e 90% SST. O método proposto, denominado (Eq. HA) abordagem "equivalente em ácido húmico", indicou que a matéria orgânica dificilmente biodegradável do lixiviado foi removido por degradação parcial (71% de remoção da DQO Eq. HA). O nitrogênio amoniacal foi removido (90%) e os desempenhos BAS nas relações volumétricas entre 0 e 2% foram iguais. Para as três relações volumétricas testadas do lixiviados (0, 2, e 5%), as concentrações de metais pesado nas amostras tratadas estavam abaixo dos limites locais.

Nascentes et al. (2015) estudaram a influência da presença do lixiviado de aterro sanitário nas condições operacionais e na microbiota de um sistema de lodos ativados, tratando esgoto sanitário. Para isto, foram utilizados dois reatores em escala de bancada (6 L). O reator 1 foi alimentado com misturas de lixiviado e esgoto sintético, a 0,5% e 5%. O reator 2 funcionou como controle (apenas esgoto sintético). Os reatores foram operados com TRH de 16 e 23 horas, tendo-se registradas

micrografias para identificação dos microrganismos de importância no processo. A melhor eficiência foi de 88%, em termos de DQO no TDH de 16 h e, com 0,5 % de lixiviado.

Reque (2015) avaliou o desempenho de processo biológico de tratamento de efluentes composto por 3 sistemas de banhados construídos (B1, B2 e B3) operados em paralelo, tratando a combinação de esgoto doméstico (90%), mais lixiviado de aterro sanitário (10%) no que diz respeito a remoção de matéria orgânica de lenta degradação. Cada sistema foi composto por 4 leitos cultivados com as macrófitas emergentes *Luziola peruviana* e *Typha latifolia*, recebendo afluente proveniente de diferentes níveis de pré-tratamento, nomeadamente: B1 - processo biológico anaeróbio (UASB), seguido de aeróbio (CBR); B2 - processo biológico anaeróbio (UASB) e; B3 - sem prévio tratamento. Para tal, além das análises da matéria orgânica pelos parâmetros não específicos, foi também empregada análise de absorvância e fluorescência para analisar a presença das substâncias húmicas e o uso da respirometria para avaliação da DQO lentamente biodegradável. As eficiências médias de remoção dos sistemas B1, B2 e B3 foi de 97,4, 96,1 e 96,6 %, para DBO₅; 66,9, 70,9 e 80,6% para DQO bruta; 61,9, 69 e 62,8 % para DQO filtrada e; 60,3, 72,8 e 72 % para COT, respectivamente. A avaliação desses parâmetros permitiu inferir que o nível de pré-tratamento não influenciou na eficiência de remoção pelos sistemas de banhados.

Leite et al. (2017) estudaram o tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em quatro lagoas de estabilização, com profundidade média de 0,5 m, sendo uma lagoa facultativa, seguida de três lagoas de maturação. O substrato utilizado na alimentação das lagoas consistiu em mistura de esgoto sanitário (99%) e lixiviado de aterro sanitário (1%). A eficiência média de remoção de DQO, DBO e NA, foi de 49,0%, 69,0% e 86,0%, respectivamente. Constatou-se que o tratamento do lixiviado de aterro sanitário, conjugado com esgoto doméstico, apresenta potencial de se tornar promissora alternativa, principalmente para regiões com disponibilidade de área física, temperatura na faixa mesófila e significativa irradiação solar.

Albuquerque et al. (2018) avaliaram eficiência do lixiviado combinado/esgoto tratamento em lodo ativado sob diferentes condições. Experimentos de tratabilidade foram realizados utilizando um reator em escala de bancada (10 L), utilizando as proporções volumétricas de 0 (controle), 2 e 5%, de lixiviado sob diferentes condições. O experimento, utilizando lixiviado pré-tratado por alcalinização e remoção de ar, foi

tecnicamente mais viável, obtendo eficiências de remoção de DBO, DQO e DOC acima de 97%, 82%, 60%, respectivamente. E os maiores índices de diversidade das comunidades bacteriana e eucariótica, bem como a estabilidade da estrutura do floco, foram observados até a relação volumétrica de 2% do lixiviado pré-tratado.

O Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), em edital número 5, publicou no Capítulo 8 pesquisas feitas no Brasil sobre o tratamento de lixiviados e tratamento combinado de lixiviado. Estas pesquisas avaliaram tratamentos dos lixiviados em escala plena, piloto e bancada em diversas configurações. Campos (2014) fez levantamento geral dos resultados obtidos referente às pesquisas publicadas e estão apresentadas no QUADRO 2.

Como citado no quadro, a ETE Icaraí em Niterói (RJ), recebe lixiviado de aterro sanitário. No estado do Rio de Janeiro, além dessa, mais seis estações de tratamento de esgoto recebem lixiviado. No Brasil a codisposição está sendo cada vez mais difundida, como por exemplo: os aterros sanitários da Extrema em Porto Alegre (RS), Salvaterra em Juiz de Fora (MG), CTR-BR040 em Belo Horizonte (MG), o aterro do Morro do Céu em Niterói (RJ) e o aterro de Gramacho no Rio de Janeiro. São exemplos brasileiros de experiências de tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico (FACCHIN et al, 2000; FERREIRA et al, 2009; SANTOS, 2010; ALBUQUERQUE, 2012). Outros estados como São Paulo (ETE Barueri), também recebem lixiviado em algumas estações.

Além dos estudos apresentados que utilizam, na maioria dos casos, sistemas como lodos ativados, lagoas no tratamento do lixiviado combinado com esgoto sanitário, existem outros estudos encontrados na literatura, que buscam avaliar a viabilidade da codisposição de lixiviado em reatores tipo UASB tratando esgoto sanitário. Tais estudos pautam-se nos impactos da adição de lixiviado em diferentes proporções nos sistemas de tratamento, na qualidade do lodo e do efluente final.

QUADRO 2. RESUMO DE CONCLUSÕES DE ALGUMAS PESQUISAS SOBRE TRATAMENTO CONJUNTO DO LIXIVIADO E ESGOTOS DESENVOLVIDAS PELO PROGRAMA PROSAB (2009)

OBJETIVO DA PESQUISA	EXPERIMENTO	PRINCIPAIS CONCLUSÕES
Coagulação/floculação de mistura de lixiviado e esgoto sanitário.	Ensaio em jar-test. Produtos testados: sulfato de alumínio, cloreto férrico, polímeros orgânicos. Foram estudadas relações lixiviado/esgoto, nas proporções: 0,5%; 2,0 e 5,0%. DQO média do esgoto: 310 mg L ⁻¹ ; DQO média do lixiviado: 2.305 mg L ⁻¹ .	A remoção de DQO, para as relações de lixiviado/esgoto de 20% e de 5,0% a remoção variou na faixa de 33,6% e 54,3% (20 mg L ⁻¹ Cloreto Férrico). Para a relação de 0,5%, foram alcançadas remoções de até 65,2% (20 mg L ⁻¹ de Tanfloc) e 70,3% (Panfloc).
Avaliação, em ETE, de Niterói (RJ), composta apenas por tratamento primário (ETE Icaraí), quimicamente assistido, e dos impactos de lançamento do lixiviado de aterro sanitário.	A ETE Icaraí possui gradeamento, desarenação, tanque de mistura de coagulante (cloreto férrico), decantação e secagem de lodo. Foram levantados dados no ano de 2007 e parte de 2008. A relação lixiviado/esgoto (médias mensais) variou entre 0,37% e 1,22%, com média de 0,68%.	A carga adicional de DQO decorrente do descarte do lixiviado variou na faixa de 1,3% a 11,8% e de NA, de 69% a 70,5%; e, a DQO do lixiviado, variou entre 1428 a 1913 mg L ⁻¹ . A remoção de DQO média foi de 56%.
Influência da mistura lixiviado/ esgoto em sistema de lodos ativados (escala de bancada).	Sistema lodos ativados com alimentação contínua (TDH: 6 horas) e com alimentação em bateladas (ciclo: 24 horas). Testadas misturas de lixiviado, nas proporções de 0,5 a 2,5%, em relação ao esgoto. Os valores de DQO das misturas variaram na faixa de 381 a 330 mg L ⁻¹ (para 0,5 e 1,0%) e, de 675 a 788 mg L ⁻¹ (para 2,0% e 2,5%)	Quando foram aplicadas misturas de 0,5 e 1,0%, a remoção média de DQO foi 81%, para o reator contínuo e 86% para o operado em bateladas. Para Carbono Orgânico Dissolvido, a remoção média foi 79% e 49%, respectivamente. No período de operação com 2,0 e 2,5%, as remoções de DQO foram 85% (contínuo) e 90% (bateladas).
Desempenho de reatores UASB recebendo mistura de lixiviado e esgoto.	Foram operados dois reatores UASB (em paralelo) cada um com TDH médio de 12 horas. Foram testados valores da relação lixiviado/ esgoto de 1,0% (UASB1) e 10,0% (UASB2), e média de 1,2 e 3,4 kg DQO.m ⁻³ .dia ⁻¹ , respectivamente. Também foi testado <i>stripping</i> , antes da alimentação do reator.	A remoção de DQO no UASB foi de 55%, e, no UASB2, 45%. No afluente bruto submetido a <i>stripping</i> , houve remoção de 98% do N-Amoniacal.
Influência da mistura lixiviado e esgoto em lagoa de estabilização e lagoa aerada.	Dois sistemas: a) lagoa facultativa + lagoa de maturação; e, b) lagoa aerada + lagoa de sedimentação. A lagoa facultativa foi operada com TDH médio de 6,61 e 15,2 dias, e, a aerada, com 3,6; 4,8 e 7,1 dias. Foram testados valores de relação lixiviado/esgoto de: 0,2%; 0,5%, 2,0% e 5,0%.	O sistema a), quando operado apenas com esgoto, alcançou eficiência média de 71% (remoção de DQO), e, quando foi aplicado o lixiviado a eficiência variou na faixa de 42% a 51%. No sistema b), sem a aplicação do lixiviado a remoção média de DQO foi de 82%, e, quando aplicado o lixiviado: de 56% a 72%

FONTE: Campos (2014) citando Ferreira et al. (2009).

Na TABELA 14 encontra-se resumo de diversos trabalhos que avaliaram o desempenho da codisposição do esgoto sanitário, com lixiviado de aterro sanitário, em reatores tipo UASB com diferentes proporções. Alguns autores realizaram pré-tratamento (Ramos et al., 2009). Outros realizaram, ou propuseram, pós-tratamento (YANGIN et al., 2002; RAMOS, 2009; OLIVEIRA et al., 2015; GALVÃO, 2017; BORTH, 2017). Contudo, os valores de eficiência apresentados correspondem só ao tratamento no reator UASB.

Yangin et al. (2002) estudaram a combinação de lixiviado e esgoto doméstico, na proporção de 2,5% e 2% em reator tipo UASB escala de bancada (11,3 L), com temperatura controlada (35° C). O tempo de detenção hidráulica (TDH) variou de 18 a 12 h. Obtiveram eficiências em termos de DQO de 64% e 86%, quando operados com carga orgânica hidráulica (COV) de 0,88 e 2 kg DQO m⁻³ dia⁻¹, respectivamente.

Ramos (2009) avaliou a codisposição de esgoto doméstico e lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia, em reator UASB escala de bancada (41,5 L) e TDH de 12h. Foram testadas as proporções volumétricas de 3 e 10% de lixiviado, nas quais foram obtidas porcentagens de remoção de DQO de 59 e, 44%, com COV de 1,6 e 2,1 kg DQO m⁻³ dia⁻¹, respectivamente. O efluente tratado, em ambas as proporções, apresentou características satisfatórias para o pós-tratamento em lagoas de estabilização.

Santos (2009) realizou estudo da codisposição de lixiviado e esgoto doméstico, com relações de misturas de 1 a 10%, em reator UASB escala piloto (33 L), com TDH de 8 h. Os resultados apontaram que, até 2,5% de relação de mistura lixiviado/esgoto, não ocorreram efeitos adversos significativos na eficiência, obtendo remoção de 73 % de DQO, com COV de 1,5 kg, DQO m⁻³ dia⁻¹ e de 66% com COV de 1,7 kg DQO m⁻³ dia⁻¹. Contudo, na faixa de 5%, os efeitos tornaram-se significativos, alcançando remoção de DQO de 46%, com COV de 2,3 kg, DQO m⁻³ dia⁻¹. Acima de 10% a alternativa de mistura já foi considerada altamente tóxica ao sistema, pois a eficiência, em termo de DQO, foi de 30%, com COV de 2,9 kg DQO m⁻³ dia⁻¹.

TABELA 14. ESTUDOS DA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO EM ESGOTO DOMÉSTICO EM REATORES TIPO UASB.

Autores	Escala	TDH (h)	Lixiviado			MOD*			COV**	Eficiência (%)		
			DQO (mg L ⁻¹)	NA (mg L ⁻¹)	%	COD	UV	FLU		DQO	DBO	SST
Yangin <i>et al.</i> (2002)	Bancada	18	8.900 -31.600	950 -2.130	2	-	-	-	2,0	86	-	-
		12			2,5					64		
Ramos (2009)	Piloto	12	1.069 - 3.899	4,8 - 14,6	3	-	-	-	1,6	59	-	93
		12			10					44		85
Santos (2009)	Piloto	8	5.336 - 12.768	546 - 1.747	1	-	-	-	1,5	73	80	-
					2,5				1,7	66	67	
					5				2,3	46	52	
					10				2,9	30	39	
Torres <i>et al.</i> (2009)	Bancada	8	-	-	5	-	-	-	2,8	70	-	90
Lozada (2010)	Bancada	8	11.060	-	5	-	-	-	2,5	73	-	90
		10			10					61		84
Oliveira <i>et al.</i> (2015)	Piloto	7,5	-	-	1	-	-	-	2,0	60	50	-
		18			1				2,4	46	49	
		5			10				3,0	70	76	
Silva <i>et al.</i> (2016)	Piloto	7,5	18.000	2.100	1	-	-	-	2,0	60	48	-
		5			1				3,0	70	63	
Galvão (2017); Borth (2017)	Piloto	8	1.199	148	1,0	-	-	-	1,4	82	90	-
					2,5				1,4	76	90	
					5,0				1,5	75	88	
					7,5				1,5	72	90	
Miorin (2018)	Piloto	12	1323,3	134,8	10	-	-	-	1,6	69	90	-
					3				0,4	55		
					6				0,7	32		

NOTA: *Matéria orgânica dissolvida (MOD). **Carga orgânica volumétrica em kg DQO m⁻³dia⁻¹. – Não realizada.

Torres et al. (2009) estudaram o tratamento anaeróbio em reatores UASB em escala de bancada (6 L), testando proporção de 5% lixiviado em relação ao volume de esgoto doméstico, com TDH de 8 horas e carga orgânica volumétrica de 2,8 kg DQO m⁻³ dia⁻¹, com temperatura ambiente média de 27°C. Os resultados apontaram eficiência média de 70% para remoção de DQO, sem observação de problemas inibitórios. Contudo, ressaltou-se a necessidade de tratamento complementar para remoção da matéria orgânica e nitrogênio.

Lozada (2010) avaliou três reatores tipo UASB em escala de bancada (6 L), tratando esgoto doméstico com lixiviado nas proporções 0, 5 e 10%. Os reatores foram operados com THD variando 25 a 8 h e variação de COV de 1,0 a 3,5 2 kg DQO m⁻³ dia⁻¹. Os resultados apontaram que, com THD de 8 e com 5% de lixiviado, o reator alcançou eficiência de DQO de 73% e com TDH de 10h e 10% de lixiviado, a eficiência de DQO foi de 61%. Os testes no reator com 10% de lixiviado e TDH de 8 h, não apresentaram bons resultados, confirmando que proporções superiores de 10% afetam o desempenho do tratamento anaeróbio.

Oliveira et al. (2015) estudaram o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário, mais esgoto doméstico, em reator UASB em escala de piloto (42 L), seguido de filtro biológico percolador, aplicando-se cargas orgânicas volumétricas de 2,0 kg DQO m⁻³ dia⁻¹ (etapa 1), 2,4 kg DQO m⁻³ dia⁻¹ (etapa 2) e 3,0 kg DQO m⁻³ dia⁻¹ (etapa 3), com TDH de 7,5, 18 e 5 horas, respectivamente. As eficiências de remoções de DQO total, nos dois reatores, foram de 60%, 46% e 70% para as etapas 1, 2 e 3, respectivamente.

Silva et al. (2016) investigaram o processo de tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário (1%) e esgoto doméstico (99%) em reator UASB em escala de bancada (42 L), seguido de filtro aeróbio percolador. O processo de monitoramento foi realizado em duas diferentes etapas. Na etapa 1 foi adotada a COV de 2,0 kg DQO m⁻³ dia⁻¹ e TDH de 7,5 h. Na etapa 2 foi adotada uma COV de 3,0 kg DBO m⁻³ dia⁻¹ de 5 h. A eficiência média de remoção de DQO do reator UASB, para a etapa 1, foi de 60% e 70% para a etapa 2.

Galvão (2017) e Borth (2017) avaliaram o cotratamento de lixiviado pré-tratado de aterro sanitário e esgoto sanitário, em reatores UASB. Os ensaios foram realizados em escala piloto (14,4 L). As relações de mistura lixiviado/esgoto utilizadas foram 1, 2,5, 5, 7,5 e 10%. O lixiviado empregado sofreu o processo de *stripping* para remoção completa de amônia. Os valores médios de eficiência de remoção de DQO

foram: 81,5% (relação de mistura igual a 1%); 75,7% (relação de mistura igual a 2,5%); 74,6% (relação de mistura igual a 5%); 72,2% (relação de mistura igual a 7,5%) e; 69,2% (relação de mistura igual a 10%).

Miorim (2018) avaliou a codisposição de esgoto doméstico e lixiviado em reator UASB escala piloto (830L) com TDH de 12 hrs, testando concentrações de 3% e 6% de lixiviado. A remoção de DQO variou de 27,1% – 62,6% para etapa sem lixiviado, de 33,7% - 54,7% com 3% de lixiviado e de 22,9% - 32,3% com 6% de lixiviado.

O número de pesquisas, no âmbito de sistemas anaeróbios, utilizando reatores tipo UASB aumentou no Brasil. Contudo, existem questionamentos quanto às interferências que o lixiviado pode causar ao ser co-disposto em estação de tratamento de esgoto. Além disso, nos trabalhos apresentados acima existem poucas informações que comprovam que compostos altamente recalcitrantes presentes no lixiviado, como matéria orgânica do tipos húmicas e fúlvicas, são removidos no tratamento combinado. Torna-se então necessário avaliar parâmetros mais específicos no desempenho desses reatores, a fim de verificar se não está ocorrendo apenas a diluição do lixiviado no esgoto.

Além disso, apenas Santos (2009) avaliou as modificações que podem ocorrer no lodo, em termos da avaliação da atividade metanogênica específica, bem como, somente esse Autor avaliou se ocorre adesão de metais que estão fortemente presente no lixiviado.

2.5 ENSAIO DE BIODEGRADABILIDADE ANAEROBIA

A caracterização de águas residuárias, através de testes de biodegradabilidade, é de fundamental importância, considerando a grande variabilidade quanto aos fatores qualidade, quantidade de DQO e presença de compostos orgânicos refratários. Acrescentam-se ainda outras características importantes ao tratamento anaeróbio, como pH, alcalinidade, nutrientes inorgânicos, temperatura e a eventual presença de compostos potencialmente tóxicos.

A biodegradabilidade de um lixiviado pode ser avaliada, tanto pela presença de ácidos voláteis totais (AVT) em altas concentrações, quanto pela relação DBO/DQO, sendo a última a forma mais comum para efluentes em geral. De acordo

com Contrera et al. (2013), lixiviados considerados “jovens” costumam apresentar elevada relação DBO/DQO e elevadas concentrações de AVT, sendo então passíveis de serem tratados em reatores biológicos. Para Lange e Amaral (2009), a biodegradabilidade tende a diminuir com o aumento da idade dos aterros. Consideraram também que, como os lixiviados apresentam valores elevados de nitrogênio, principalmente na forma amoniacal, são necessários processos que permitam sua remoção.

A determinação da biodegradabilidade para o lixiviado, varia com o tempo e pode ser determinada pela variação dos parâmetros de DQO e DBO. Em aterros jovens, a relação DBO/DQO fica em torno de 0,5 ou maior. Índices entre 0,4 e 0,6 são indicadores de boa degradabilidade. Em aterros mais velhos, essa relação varia, geralmente entre 0,05 e 0,2 (SHALINI et al., 2010; CONTRERA et al., 2013).

Além disso, o ensaio de biodegradabilidade pode servir de ferramenta para identificação de cargas tóxicas introduzidas em sistemas biológicos de tratamento. Esse ensaio pode ser definido como a capacidade máxima da produção de metano (CH_4), a partir de consórcio de microrganismos anaeróbios, de modo que se possa viabilizar a atividade bioquímica máxima da conversão de certo substrato orgânico a biogás (AQUINO et al., 2007).

Muitos autores realizam testes de biodegradabilidade com o intuito de determinar a melhor proporção esgoto/lixiviado, em condições de tratamento semelhantes a aquelas encontradas em maior escala. Os parâmetros avaliados são os mesmos empregados para medir eficiência em uma estação de tratamento (remoção de DBO e DQO). Grande vantagem é que o ensaio de bancada auxilia, porque sanam possíveis dúvidas à implantação no sistema piloto.

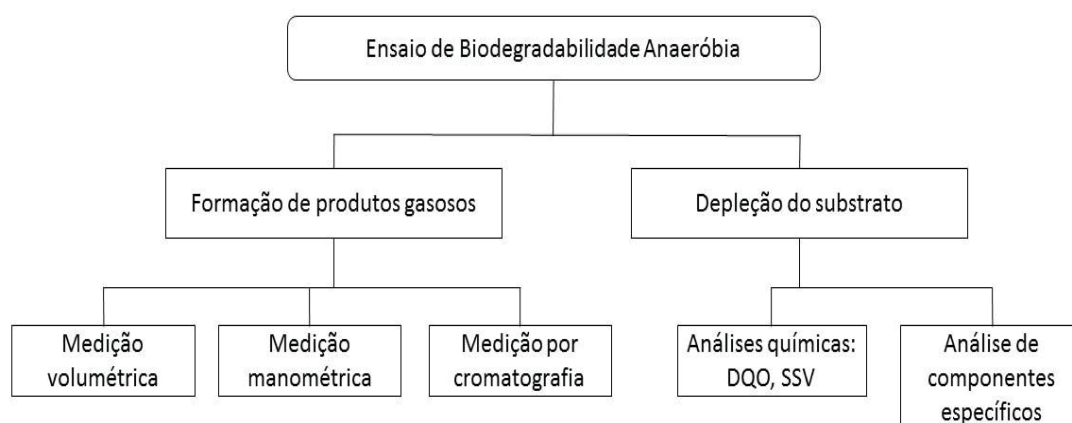
Estudos de biodegradabilidade anaeróbia realizados por Barba et al. (2010), com diferentes relações de mistura lixiviado e esgoto, verificaram que, até a taxa volumétrica de 10% (v/v), não houve efeitos inibitórios no tratamento anaeróbio.

Baettker et al. (2016) realizaram ensaios de biodegradabilidade anaeróbia em frascos de 1 L da mistura lixiviado/esgoto, com relações volumétricas de 1, 3 e 6%. Os resultados obtidos evidenciaram certo grau de inibição dos microrganismos metanogênicos com a mistura lixiviado/esgoto igual 6%. A eficiência da remoção de DQO para tal relação foi inferior a 30%. Já para as relações de 1 e 3%, as eficiências de remoção de DQO foram superiores a 50%.

Esse ensaio pode ser definido como a capacidade máxima de produção de metano (CH_4), a partir do consórcio de microrganismos anaeróbios, de modo que se possa viabilizar a atividade bioquímica máxima da conversão de certo substrato orgânico a biogás (AQUINO et al., 2007). Ou como a fração máxima de matéria orgânica que será eliminada durante determinado período de tempo e em determinadas condições operacionais, em comparação à fração teórica estequiometricamente convertida (FIELD et al., 1988; AMARAL et al., 2008).

Na FIGURA 4 é possível identificar os métodos para determinação da biodegradabilidade anaeróbia.

FIGURA 4. MÉTODOS PARA DETERMINAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA



FONTE: AMARAL et al. (2008).

De acordo com Owen et al. (1978) esses ensaios são baseados no monitoramento da formação de um, ou mais, produtos implicados no processo biológico de tratamento. Como exemplo, pode-se destacar o teste denominado Potencial Bioquímico de CH_4 (BMP – *Biochemical Methane Potential*), também conhecido como ensaio volumétrico de produção acumulada de CH_4 .

O método citado acima tem sido muito utilizado devido as suas facilidades operacionais, se comparados com os métodos manométricos, pois os métodos volumétricos baseiam-se na determinação do volume de CH_4 produzido em frasco reacional contendo lodo. As metodologias mais empregadas, reportadas na literatura dentro dos processos volumétricos são: medição do volume e composição do biogás,

medição apenas da composição do biogás e medição direta do volume de CH₄ (AQUINO et al., 2007).

A avaliação da biodegradabilidade auxilia na determinação da concepção de sistemas de tratamento mais adequado para uma condição específica, podendo evitar problemas futuros, como baixas eficiências e custos elevados de manutenção de operação. No entanto, após identificar as porcentagens adequadas, ainda é necessário identificar quais são os compostos que causam a inibição nos processos anaeróbios.

2.6 PARÂMETROS COLETIVOS ESPECÍFICOS PARA CARACTERIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

A matéria orgânica é complexa mistura de compostos, com as mais variadas estruturas, o que torna sua caracterização um desafio (CHEN et al., 2002). Com isso, a avaliação da matéria orgânica, presente no lixiviado e no esgoto sanitário pelas variáveis convencionais, é insuficiente para se conhecer essas águas residuárias em grau de detalhamento adequado, que permita a definição das melhores estratégias de tratamento.

A denominação parâmetros coletivos específicos é proveniente dos autores que elaboraram o material para o PROSAB - Edital 5, já citado anteriormente, sugerindo que são técnicas ou métodos de caracterização, direcionadas a determinada propriedade do efluente que ainda são pouco utilizada, ou não padronizados.

Sendo assim, a caracterização, através de parâmetros coletivos específicos, fornece informações práticas à compreensão aprofundada das características dos efluentes. Bem como, tal caracterização viabiliza informações sobre os fenômenos que ocorrem nas várias etapas de tratamentos dos mesmos. Consequentemente, resulta-se em efetivas possibilidades à melhoria das tecnologias empregadas, à definição de procedimentos operacionais mais eficientes e para o aprimoramento dos modelos matemáticos. Outra relevante consequência é a concepção dos fluxogramas das estações de tratamento de lixiviados e/ou consórcios de tratamentos, que são mais coerentes à remoção de carga orgânica (LANGE; AMARAL, 2009; GOMES, 2009; BRIDGEMAN et al., 2013).

Os lixiviados geralmente contêm grande número de compostos orgânicos de composição variada. Sua caracterização pode fornecer informações úteis sobre a mineralização e conversão ao longo do tempo de matéria orgânica de diferentes tamanhos e pesos moleculares (LU et al., 2009; ARYAL et al, 2016). De acordo com Kang et al. (2002), com o avanço da idade do aterro, há aumento da quantidade de compostos aromáticos e do tamanho molecular das substâncias. Ou seja, à medida que a idade do aterro aumenta seu grau de complexidade é maior.

Uma avaliação rápida da biodegradabilidade de lixiviados, usando essas novas técnicas, corrobora com as análises através dos métodos convencionais. Pois os métodos espectroscópicos caracterizam de maneira rápida o lixiviado e identifica a natureza da MOD, que nesse efluente contém grandes quantidades de compostos aromáticos.

Caracterizar a MO de efluentes de ETE vem sendo importante devido ao recente interesse na reutilização e/ou recuperação de águas residuárias para resolver a escassez de água (PARK et al., 2009). Pois alguns países têm utilizado o esgoto tratado para irrigar campos agrícolas, onde os recursos disponíveis de água doce são limitados. Sendo assim, toda atenção tem sido dada às características da MO presente no esgoto tratado, devido aos efeitos sobre os tratamentos posteriores, ou os efeitos sobre o destino desse efluente, principalmente em relação a toxicidade de poluentes orgânicos e inorgânicos (IMAI et al., 2005)

Reque (2015) caracterizou a MO através de parâmetros não específicos, técnicas de absorvância e fluorescência. Seu objetivo foi analisar a presença das substâncias húmicas e o uso da respirometria para avaliação da DQO lentamente biodegradável na codisposição de lixiviado em esgoto sanitário em sistema de banhados construídos. Os parâmetros coletivos específicos, aplicados nesses trabalhos foram: DQO inerte e Caracterização da Matéria Orgânica Dissolvida (MOD) por Espectroscopia de Fluorescência e de Absorvância na Região do UV/Vis.

2.6.1 DQO Inerte

A DQO é a análise mais comum para quantificar a matéria orgânica presente em efluentes. Isso ocorre porque tal variável permite o balanço de elétrons e energia entre o substrato orgânico, biomassa e oxigênio utilizado. Uma desvantagem é que o procedimento de digestão ácida não diferencia a matéria orgânica biodegradável da

inerte (AMARAL, 2007). Essa fração de DQO inerte passa pelo tratamento inalterada, mascarando o resultado de tratabilidade biológica e, dificultando assim, o estabelecimento de um critério de limitação expresso em termos de DQO (GERMILI et al. 1991).

A avaliação da fração inerte do conteúdo orgânico de efluentes é importante pois indica, indiretamente, outra fração principal, qual seja: a matéria orgânica biodegradável, um o substrato disponível para o crescimento microbiano e a utilização do aceptor de elétrons (Orhon et al., 1999).

Tendo em vista melhor entendimento do potencial máximo de tratabilidade biológica de diferentes efluentes, diversos estudos encontrados na literatura têm destacado a importância da realização do ensaio de DQO inerte (GERMILI et al., 1991; AMARAL et al., 2006; AQUINO et al., 2007; MORAVIA, 2010; BAETTKER et al., 2016). Apresentando-se como ferramenta útil e relevante no contexto do estudo de eficiência e adequação de processos de tratamento biológicos, o ensaio de DQO inerte consiste na avaliação, em escala de bancada, do máximo grau de tratabilidade encontrado em uma amostra líquida. Para tanto, tratando-se do ensaio em condições anaeróbias, são utilizados frascos com amostras de branco e amostras do efluente a ser analisado.

O método proposto por Germili et al. (1991) é simples. Consiste em monitorar dois reatores paralelos, alimentados com a mesma DQO inicial, um alimentado com o efluente em questão e outro com glicose. Admitindo que a fração de DQO inerte (2) da glicose é nula, a DQO inerte do efluente é a diferença da DQO residual do efluente e da solução de glicose no final de cada experimento, onde a atividade biológica já foi encerrada. A DQO residual de uma amostra ($DQO_{residual}$) é a soma da DQO inerte (DQO_{inerte}) e dos produtos metabólicos residuais solúveis (DQO_{rs}). Por definição, sabe-se que uma solução de glicose não possui DQO inerte. Dessa maneira, a DQO inerte da amostra é calculada como a diferença entre a DQO residual da amostra ($DQO_{residual}$) e a DQO da solução de glicose no final do experimento ($DQO_{residual da glicose}$), quando a atividade biológica se encerra.

$$DQO_{residual} = DQO_{inerte} + DQO_{rs} \quad (1)$$

$$DQO_{residual da glicose} = DQO_{rs}$$

$$DQO_{inerte} = DQO_{residual} - DQO_{residual\ da\ glicose} \quad (3)$$

Conforme afirmado por Amaral et al. (2007), um sistema de tratamento que apresente baixa eficiência de remoção de DQO não é necessariamente ineficiente ou fora de controle. Caso a proporção de DQO inerte seja alta, o sistema aparentará ter baixa eficiência mesmo que os microrganismos consumam toda a matéria orgânica degradável.

2.6.2 Caracterização da Matéria Orgânica Dissolvida (MOD) por Espectroscopia de Fluorescência e de Absorbância na Região do UV/Vis

A matéria orgânica dissolvida (MOD) é mistura heterogênea de compostos orgânicos aromáticos, nitrogenado e alifático que contém grupos funcionais, como oxigênio, nitrogênio e enxofre. Essa matéria está presente nos sistemas aquáticos naturais e artificiais (CHEN et al., 2002, YANG et al., 2015), o que causa impacto no transporte e na estabilidade de partículas, nos processos biogeoquímico e na eficiência do tratamento de águas residuárias (ISHII; BOYER, 2012; YU et al., 2013). Sendo assim, a análise e a caracterização de MOD, em águas residuárias brutas ou tratadas, tornaram-se importantes, pois, podem influenciar na escolha do tratamento mais adequado e na qualidade final dos poluentes orgânicos e/ou inorgânicos na água receptora.

A MOD de efluentes que passaram por tratamento biológico originários de tratamento podem incluir compostos orgânicos de diferentes grupos, desde carboidratos e proteínas, até componentes biologicamente mais resistentes, conhecidos como fúlvicos e húmicos (ILANI et al., 2005; SAADI et al, 2006).

O monitoramento e a caracterização adequada da MOD em efluentes tratados é essencial para estimar o potencial desses compostos para aumentar o transporte de contaminantes. De especial interesse são as moléculas dissolvidas aromáticas, do tipo húmicas e fúlvicas, consideradas relativamente estáveis à degradação microbiana. Contudo, elas possuem potencial para se ligarem a compostos orgânicos (SAADI et al, 2006). A MOD de efluentes, que passaram por tratamento biológico originários de tratamento, podem incluir compostos orgânicos de diferentes grupos, desde carboidratos e proteínas, até componentes biologicamente mais resistentes conhecidos, como fúlvicos e húmicos (ILANI et al., 2005; SAADI et al, 2007).

As concentrações de matéria orgânica em águas residuárias, usualmente são medidas por métodos indiretos, que dizem respeito aos parâmetros coletivos não específicos, tais como DBO, DQO e COT. Dentre essas análises, o COD é considerado como o parâmetro mais relevante na quantificação da matéria orgânica (THOMAS; THERAULAZ; 2007). Isso, pois a variação da concentração do COD, em conjunto com as características de absorbância e de emissão de fluorescência, vêm sendo largamente utilizados na caracterização e na compreensão da origem da matéria orgânica nas amostras ambientais (PONS et al., 2004; AZEVEDO et al., 2006; HUO et al. 2008; KNAPIK et al., 2014).

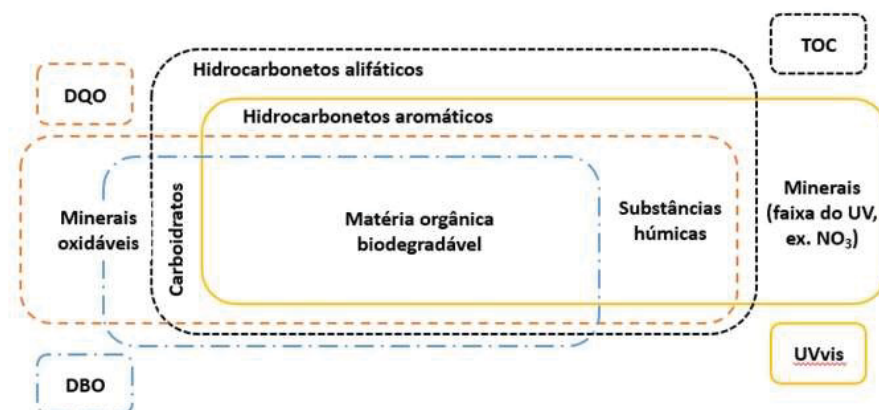
Grande parte da fração orgânica presente no lixiviado está expressa em termos de MOD, a qual não é detectada através de análise de DQO por exemplo, pois essa análise encapsula todos os poluentes quimicamente oxidáveis no lixiviado e fornece pouca informação sobre a natureza da MOD (OLOIBITI et al., 2017).

A espectroscopia de UV e fluorescência permitem a análise composicional de compostos orgânicos recalcitrantes e mostra que os compostos húmicos e fúlvicos são os componentes-chave dos compostos orgânicos recalcitrantes (YUNUS, 2009).

Atualmente, há vários estudos envolvendo a análise de efluentes, que posteriormente serão dispostos em corpos d'água, utilizando técnicas de espectroscopia aplicadas na identificação de compostos associados à MOD (SAADI et al, 2006; HUDSON et al., 2008; BRIDGEMAN et al., 2011; CARSTEAN et al., 2012; CARSTEAN, 2016; MESQUITA et al., 2017; LI et al., 2018).

Um esquema proposto por Thomas e Theraulaz (2007), sobre diferentes compostos e respectivos ensaios, foi apresentado na FIGURA 5. A combinação desses ensaios tem como objetivo proporcionar um melhor entendimento em termos quantitativos e qualitativos sobre o conteúdo orgânico de amostras de águas residuárias.

FIGURA 5. COMPARAÇÃO ENTRE A ABRANGÊNCIA DE ANÁLISES EM DIFERENTES COMPOSTOS DA MO



Fonte: Adaptado de THOMAS E THERAULAZ (2007)

As técnicas de fluorescência e de absorbância se aplicam na caracterização da matéria orgânica justamente devido a sua composição, cujas propriedades de absorção e emissão de energia possibilitam a identificação de diferentes compostos orgânicos (THOMAS; THERAULAZ, 2007; CARSTEA, 2012). É importante ressaltar que, correlações elevadas podem ser obtidas entre a absorbância na região do ultravioleta e visível (UV/Vis) e o conteúdo de carbono orgânico, cor e substâncias húmicas (APHA, 2005).

A combinação das técnicas de absorção de UV/Vis e de fluorescência, tem sido amplamente utilizada em sistemas naturais e artificiais (HENDERSON et al., 2009; KNAPIK et al., 2014, MESQUITA et al., 2017). Esses estudos sugerem que as técnicas de fluorescência e de absorção de UV/Vis, têm potencial significativo na caracterização qualitativa de águas residuárias e, outros tipos de efluentes, por meio de impressões digitais de vários compostos orgânico.

Desta maneira, alta significância tem sido atribuída à evolução tecnológica e aos avanços nos métodos espectroscópicos para investigar amostras complexas. De fato, nos últimos anos, as técnicas espectroscópicas ganharam um interesse relevante dentro do campo da biotecnologia. Uma vez implementados e otimizados, esses métodos são rápidos, não destrutivos e fáceis de usar, permitindo inferência rápida do estado do processo. (REYNOLDS, 2003; HENDERSON et al., 2009; MURPHY et al., 2011; YUNOS et al., 2011; YANG et al., 2015; CARSTEA et al., 2016; MESQUITA et al. 2017).

O lixiviado dos aterros sanitários contém vários tipos de MOD, incluindo, principalmente, ácidos graxos voláteis e substâncias húmicas (LIANG et al., 2009, LI et al., 2018). As proporções dessas duas frações no lixiviado variam muito dependendo da idade do aterro, pois, o lixiviado de aterro jovem contém principalmente ácidos graxos voláteis, resultando em maior biodegradabilidade. Entretanto, nos aterros maduros (pelo menos cinco anos de idade), a matéria orgânica dissolvida refratária (MODr), como as substâncias húmicas, é responsável pela maior parte do chorume (até 60%) (BAKER; CURRY, 2004; LIANG et al., 2009).

Os tópicos, a seguir, irão descrever os métodos de Espectroscopia Absorbância na Região do UV/Vis e de Espectroscopia de Fluorescência com foco na caracterização de matéria orgânica.

2.6.2.1 Espectroscopia de Absorbância

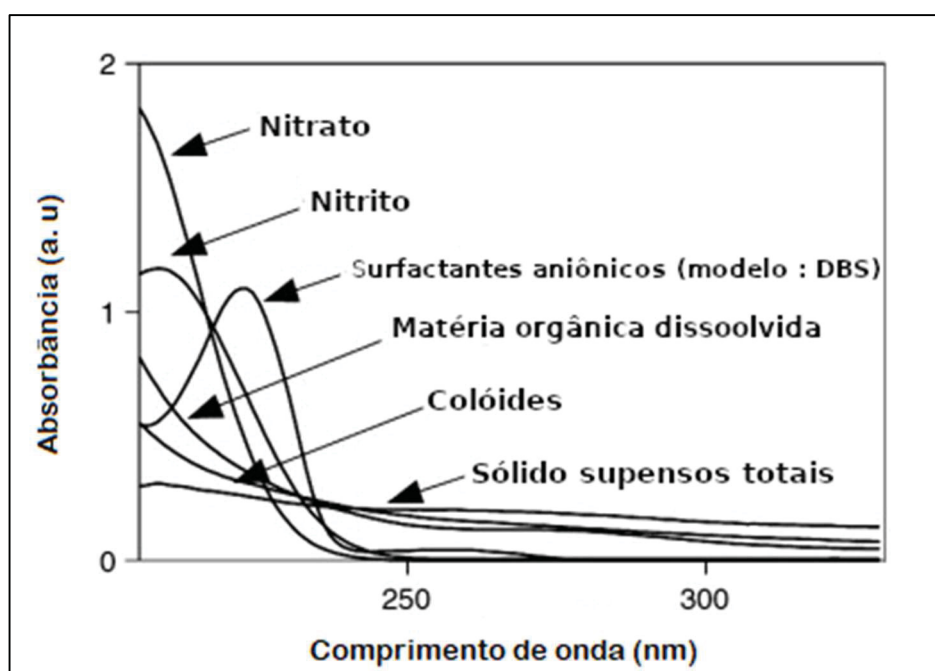
Os métodos espectroscópicos avaliam as interações entre radiação e matéria. São assim classificados de acordo com a faixa espectral empregada nas medidas realizadas. A espectroscopia ultravioleta-visível (UV-Vis) envolve a espectroscopia de fótons na região UV-visível (comprimentos de onda de 200-800 nm) (CRITTENDEN et al., 2012).

Quando moléculas de amostra são expostas à luz, parte da energia da energia radiante é absorvida e os elétrons são promovidos a um orbital de energia mais alto. Um espectrofotômetro óptico mede a intensidade da luz que passa por uma amostra e a compara com a intensidade da luz antes de passar pela amostra. A quantidade de luz absorvida é proporcional à concentração desses compostos orgânicos presente na amostra, que absorvem luz na região de 200 a 800 nm. Assim, o espectrofotômetro registra os comprimentos de onda em que ocorre a absorção, juntamente com o grau de absorção em cada comprimento de onda. Um espectro ultravioleta-visível é essencialmente um gráfico de absorbância da luz versus comprimento de onda em uma faixa de regiões ultravioletas ou visíveis (YUNUS, 2009).

De acordo com Thomas e Theraulaz (2007), trata-se de técnica vantajosa pois permite caracterizar diferentes compostos orgânicos devido à propriedade de absorção na região do ultravioleta, diferenciando os compostos presentes na amostra. Na FIGURA 6 está um exemplo dessa diferenciação do perfil de absorção em função dos compostos.

Os compostos dissolvidos numa amostra de água residuária apresentam características específicas de absorbância da luz, em função da respectiva estrutura molecular, do comprimento de onda e da concentração do composto na amostra (VANROLLEGHEM et al., 2003). Como a absorção de uma amostra é dependente tanto da concentração, quanto do tipo de composto em estudo, a espectroscopia na região do UV-Vis possui tanto aplicações na quantificação, quanto na sua caracterização (VINADÉ; VINADÉ, 2005; LEITHOLD et al., 2017).

FIGURA 6. REPRESENTAÇÃO DA ABSORBÂNCIA DOS CONSTITUINTES DA MO EM RELAÇÃO AO NÍVEIS DE COMPRIMENTO DE ONDA.



FONTE: adaptado THOMAS E THERAULAZ (2007)

A utilização do espectro de absorbância para monitorar matéria orgânica em efluentes não é recente. Dobbs et al. (1972) avaliaram o uso de absorbância ultravioleta para monitorar o conteúdo total de carbono orgânico de água e efluentes, através da correlação entre a absorbância em 254 nm (A_{254}) e o teor total de carbono orgânico (TOC). Afirmaram que, altos coeficientes de correlação foram obtidos para amostras que continham carbono orgânico suficiente para permitir determinações precisas de TOC. Previsivelmente, sistemas com baixos níveis de TOC produziram coeficientes de correlação mais baixos. Mesmo assim, medições de absorbância ainda podem ser usadas para monitorar o conteúdo de carbono orgânico, se as interferências da turbidez não excederem certos limites.

A espectroscopia UV-Vis foi sugerida por Hur et al. (2010), como uma ferramenta de monitoramento rápida e versátil para DBO e DQO em processos anaeróbios. A absorvância de UV-Vis está correlacionada com a concentração de compostos aromáticos e poliaromáticos e, portanto, pode ser usada para correlacionar com valores TOC, COD e BOD₅ em águas residuais (MESQUITA et al., 2017).

Crescente número de estudos são publicados, anualmente, sobre a aplicação dessas técnicas na avaliação da MOD em diferentes tipos de efluentes. Na TABELA 15 estão alguns exemplos de aplicações, principalmente em amostras de águas residuárias.

TABELA 15. APLICAÇÕES DE UV-VIS NA AVALIAÇÃO DA MOD EM DIFERENTES COMPRIMENTOS DE ONDA.

Comprimento de onda (nm)	Aplicação	Referências
254	Aromaticidade da amostra Composição do COD – ácidos fúlvicos ou carbono alifático. Medir a eficiência no tratamento de efluente	Musikavong; Wattanachira (2007) Saadi et al (2006) Zhao et al. (2013) Xie; Guan (2014) Jin et al. (2016) Silva et al. (2019)
280	Aromaticidade da amostra	Kang et al. (2002) Natajara et al. (2006) Guo et al.(2010) Liu et al. (2015) Silva et al. (2019) Chen et al. (2019)
A253/A203	Medida de aromaticidade. Um valor alto indica presença predominante de grupo carbonila, grupo carboxila e grupo éster, enquanto um valor menor indica a presença de cadeias alifáticas.	Kang et al. (2002) Guo et al.(2010) Zhao et al. (2013)
A250/A365 (E2/E3)	Medida de aromaticidade. Correlação negativa com o peso molecular das substâncias húmicas	De Haan e De Boer (1987) Kavurmaci e Bekbolet (2014) Li et al. (2018)
A254/COD (SUVA)	Avaliação quantitativa do conteúdo aromático da matéria orgânica por unidade de concentração de carbono orgânico	Imai et al. (2002) Musikavong; Wattanachira (2007); Saadi et al. (2006) Bu et al. (2010) Park et al. (2010) Hur et al. (2011) Mesquita et al. (2017) Li et al. (2018)

Kang et al. (2002) e Silva et al. (2019) relataram que diferentes comprimentos de onda de absorção têm aplicações úteis na caracterização do teor de carbono aromático, aromaticidade e peso molecular da matéria orgânica dissolvida (MOD). Por

exemplo, a absorvância de UV, no comprimento de onda de 254 nm e 280 nm, demonstrou ser um indicador útil da aromaticidade da estrutura de uma amostra (GUO et al., 2010, JIN et al., 2017).

A relação A253 / A203 é usada como uma medida de aromaticidade. Um valor alto indica presença predominante de grupo carbonila, grupo carboxila e grupo éster, enquanto um valor menor indica a presença de cadeias alifáticas (ZHAO et al., 2013; ISKANDER et al., 2018).

A relação A250/A365 diminui à medida que o peso molecular dos orgânicos aumenta porque a absorção a 365 nm aumenta com o peso molecular mais elevado (LI et al., 2018; ISKANDER et al., 2018).

Outra abordagem para aproximar a aromaticidade da matéria orgânica dissolvida é a absorvância UV/Vis específica (SUVA). SUVA é definido como a absorvância UV/Vis das amostras a 254 nm (UV 254, m^{-1}) de comprimento de onda dividido pela concentração correspondente de COD ($mg\ L^{-1}$) da solução. Isso fornece uma avaliação quantitativa do conteúdo aromático da matéria orgânica por unidade de concentração de carbono orgânico (WEISHAAR et al., 2003). Altos valores de SUVA indicam que a matéria orgânica dissolvida é composta em grande parte de compostos orgânicos hidrofóbicos e de alto peso molecular, enquanto baixos valores de SUVA indicam que a água contém principalmente compostos orgânicos hidrofílicos de baixo peso molecular e baixa densidade de carga (MATILAINEN et al., 2010; MAIZEL; REMUCA 2017). É muito utilizado para caracterizar a MOD em lixiviado (ZHANG et al. 2015; LI et al., 2018). Contudo autores como Imai et al. (2002); Musikavong e Wattanachira (2007); Saadi et al. (2006); Park et al., (2009) e Bu et al. (2010) também relataram que o SUVA é um parâmetro importante em estações de tratamento de águas residuais.

Outro índice que pode ser calculado com a absorvância é a aromaticidade. Esse fator estima o percentual de compostos aromáticos na matéria orgânica analisada, com base em uma formulação de Peuravuori e Pihlaja (1997). Esses autores estabeleceram, em seu estudo, as diferentes frações da matéria húmica e que esta relação serve como indicador do grau de humificação mediante o cálculo da aromaticidade, considerando que quanto maior o valor de aromaticidade maior o peso molecular do mesmo, tendo um maior número de anéis aromáticos condensados, como resultado de um elevado grau de humificação.

2.6.2.2 Espectroscopia de Fluorescência

A fluorescência ocorre quando um elétron de uma molécula é excitado para um nível de energia mais alto pela absorção de luz e perde energia à medida que o elétron retorna ao seu nível de energia original. Alguma energia, dentro das moléculas, é perdida através do calor ou vibração, de modo que a energia emitida é menor que a energia excitante, isto é, o comprimento de onda de emissão é sempre maior que o comprimento de onda de excitação (YUNUS, 2009; CARSTEADT, 2012).

Portanto, fluorescência é a liberação de energia na forma de luz quando moléculas, chamadas fluoróforos, são excitadas com uma fonte de luz de alta energia. De acordo com o padrão de excitação/emissão pode-se caracterizar diferentes compostos em função das suas características específicas (BAKER; CURRY et al., 2007; REYNOLDS, 2014; CARSTEADT et al., 2016).

Compostos orgânicos aromáticos são os principais centros de fluorescência em matéria orgânica, porque têm ligações duplas e/ou triplas conjugadas consecutivas (ou seja, dupla ou tripla ligações separadas por uma única ligação) (SENESE et al., 1992). Assim, é possível determinar a presença de diferentes compostos a partir da análise da intensidade de fluorescência, excitação e emissão de comprimentos de onda das moléculas em função dessas características (CARSTEADT, 2012).

Diferentes fatores podem alterar a intensidade do nível de fluorescência, dentre eles a composição, concentração, pH, salinidade e temperatura da amostra (CARSTEADT, 2012). De acordo com o autor, quanto maior o pH da amostra, maiores serão os níveis de intensidade. Já a salinidade altera a composição da matéria orgânica dissolvida, acarretando alteração de reações intermoleculares, resultando em aumento da fotorreatividade e perda de fluorescência. A temperatura também exerce influência na fluorescência e em valores elevados, ela pode fazer com que os elétrons voltem ao estado fundamental diminuindo a fluorescência.

Um fator importante que se deve avaliar é o efeito de filtro interno. Trata-se de interferência que ocorre pois, quanto maior a concentração de um fluoróforo, maior a intensidade de fluorescência emitida por ele. No entanto, no caso de altas concentrações, podem ocorrer distorções ou redução da intensidade de fluorescência emitida pelo composto (CARSTEADT, 2012; LEITHOLD, 2017).

Águas residuárias, em geral, apresentam diversos grupos de cromóforos (responsáveis pela fluorescência), como por exemplo, substâncias húmicas, lignina, esteróides, fenóis, ácidos não voláteis, óleos, proteínas, enzimas, pigmentos, co-enzimas, vitaminas, surfactantes, metabólitos primários ou secundários (HUANG et al., 2010). Essas substâncias apresentam emissão de fluorescência característica, mas nos efluentes elas se encontram misturadas e o espectro resultante é relativamente complexo (AHMAD; REYNOLDS, 1995). Contudo, uma vantagem é que a espectroscopia de fluorescência pode diferenciar diversos tipos de substâncias sem a ajuda de análises químicas (YU et al., 2013; ZHANG et al., 2017, LI et al., 2018).

A espectroscopia de fluorescência é técnica que está crescendo em popularidade para caracterizar MOD de vários tipos de efluentes. Além disso, tem sido amplamente utilizada para detectar mudanças e transformações detalhadas da MO em amostras brutas e tratadas de esgotos em ETEs (HAO et al., 2012, MESQUITA et al., 2017). Essa técnica é considerada de simples aplicação e fornece grande quantidade de informações. Em exemplo, pode-se citar o tamanho molecular, sua aromaticidade e presença de classes específicas junto dos componentes da MOD, que são relacionados à diferentes parâmetros de fluorescência (BARI; FAROOQ et al., 1984; BAKER; CURRY et al., 2004; HOU et al., 2008).

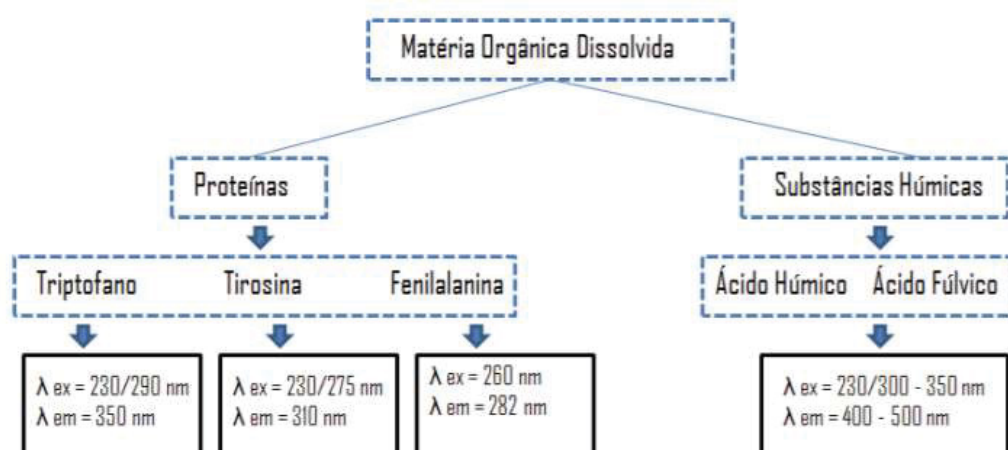
Especificação de matriz de emissão e excitação (MEE) por espectroscopia de fluorescência, fornece informações detalhadas e consideráveis sobre propriedades de fluorescência de MOD, que podem revelar importantes informações sobre sua composição e ciclo biogeoquímico (LÜ et al., 2008; SUN et al., 2008). Com esta técnica, uma imagem tridimensional é gerada. Essa imagem possui intensidade de fluorescência em função da excitação e do comprimento de onda da emissão. A espectroscopia de fluorescência tem alta sensibilidade e especificidade e já era utilizado em monitoramento da qualidade da água (COBLE et al., 1996; BAKE; CURRY, 2004; KNAPIK et al., 2014; CARSTEADT et al., 2014). Assim, as análises de fluorescência podem fornecer um método para caracterizar a matéria orgânica e a impressão digital poluentes orgânicos no lixiviado (Baker, 2005; HOU et al., 2008, ARYAL et al., 2016).

MEE é um método analítico simples, não destrutivo, com alta seletividade e sensibilidade em ampla gama de indivíduos e grupos de produtos químicos (HUDSON et al., 2007; GUO et al., 2010). MEE tem sido usada em numerosos estudos de água

e efluentes para caracterizar a matéria orgânica, suas mudanças com o tempo, espaço e origem (KNAPIK et al., 2014; ARYAL et al. 2016).

Coble (1996) definiu classificação para localização da fluorescência para cada grupo de compostos, em diferentes bandas, representando os picos de emissão e excitação. Carstea (2012), com base nessa nomenclatura, aprimorou as especificações das bandas referente à MO. Na FIGURA 7 foram representadas as frações fluorescentes da MOD e o respectivo comprimento de onda de excitação e emissão.

FIGURA 7. REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DAS FRAÇÕES DE FLUORESCÊNCIA DA MOS E SEU COMPRIMENTO DE ONDA DE EMISSÃO E EXCITAÇÃO.



FONTE: adaptada de CARSTEA (2012)

Carstea et al. (2016) analisaram o progresso atual na aplicação de fluorescência para avaliar a qualidade das águas residuárias. Identificaram que águas residuárias apresentam maior intensidade de fluorescência em relação às águas naturais para os componentes associados a banda T (material celular vivo, morto e subprodutos) e à banda C (matéria orgânica processada microbiologicamente). Além disso, a fluorescência da banda T é significativamente reduzida após o processo de tratamento biológico e a banda C só é removido após os estágios de cloração e osmose reversa. O autor afirma que, deve-se tomar cuidado nas tentativas de identificar fontes de poluição de águas residuais, devido à potencial sobreposição de fluoróforos.

A correlação entre a fluorescência e os parâmetros padrão revelou que as bandas T e C se relacionam com BOD, COD e TOC, como revisto por Henderson et al., (2009). Uma correlação ligeiramente melhor com a DBO é observada na banda T comparado ao banda C.

Vários estudos vêm aplicando MEE de fluorescência para caracterizar as MOD em águas residuárias e a eficácia nos processos de tratamento (WESTERHOFF et al., 2000; REYNOLDS, 2002; NATAJARA et al., 2006; SAADI et al., 2006, BRIDGEMAN et al., 2011, CRISTIAN et al., 2017).

Sendo assim, a fluorescência pode ser usada como um método sensível e rápido para medir a composição DOM de águas residuárias, com base nos picos distintos em diferentes comprimentos de onda de excitação e emissão (Ex / Em). De acordo com Aryal et al. (2016) diferentes picos com diferentes comprimentos de onda Ex/Em são atribuídos a compostos diferentes e qualquer deslocamento da localização ou intensidade do pico identifica qualitativamente a mudança do padrão estrutural dos orgânicos.

Além das análises dos picos de fluorescência é possível inferir sobre as características da matéria orgânica de um ambiente através da razão de refratibilidade (FR), que se baseia em uma relação de intensidade de emissão fluorescência molecular. Valores abaixo de 1,5 são caracterizados como refratários e valores acima de 1,8 são lábeis (WESTERHOFF; ANNING, 2000).

Também pode ser calculado a razão de humificação HIX (humification index), nas amostras de lixiviado e nas amostras afluente e fluente do reator e a porcentagem de remoção de substâncias semelhantes a húmicas pode ser determinada. HIX pode ser usado como um substituto para o grau de condensação estrutural e aromaticidade em produtos orgânicos. Um valor alto indica maior quantidade de constituintes aromáticos (ARYAL et al., 2006).

2.6.2.3 Estudos da caracterização da MOD em Estações de Tratamento de Esgoto e em Lixiviado

O Quadro 3 foi construído a partir de artigos publicados que utilizaram algumas das técnicas de espectroscopia em efluentes domésticos ou lixiviados de esgoto sanitário.

As técnicas de Espectroscopia de Fluorescência e de Absorbância na Região do UV/Vis têm sido utilizadas para caracterizar a MOD em lixiviado (KANG et al., 2002; BAKER; CURRY, 2004; LÜ et al., 2008; HOU et al., 2008; SUN et al., 2008; BU et al., 2010; COMSTOCK et al., 2010; ZHAO et al., 2013, LIU et al., 2015; ARYAL et al., 2016; OLOIBIRI et al., 2017; LI et al., 2018, ISKANDER et al., 2018). Além disso, estas técnicas possuem potencial para serem utilizadas como mecanismos de monitoramento altamente eficaz da qualidade do tratamento de efluente (BARI; FAROOQ 1984; REYNOLDS; AHMAD 1997; NATAJARA et al., 2006; SAADI et al. 2007; PARK et al., 2009; HUR et al., 2011; ESPARZA-SOTO et al., 2011; BRIDGEMAN et al., 2013; COHEN et al., 2014; CARSTEAN et al., 2016; CUI et al., 2017; CHRISTIAN et al., 2017; MESQUITA et al., 2017; MAIZEL; REMUCAL, 2017). O trabalho encontrado que utilizou essas técnicas na codisposição foi de Reque (2015), que utilizou análise de absorbância e fluorescência para analisar a presença de substâncias húmicas utilizando sistema de banhados construídos.

QUADRO 3. RESUMOS DOS TRABALHOS QUE UTILIZARAM TÉCNICAS DE ESPECTROSCOPIA EM ESGOTO SANITÁRIO, LIXIVIADO OU AMBOS.

Autor	Objetivos	Espectroscopia			Tipo de efluente	
		UV-Vis	Fluorescência	Esgoto	Lixiviado	
Bari; Farooq (1984)	Relataram pela primeira vez o uso da absorbância de UV/Vis e fluorescência na investigação da eficiência do tratamento com ferrato de potássio (K_2FeO_4) e ozônio, em várias combinações, para remoção de matéria orgânica de esgoto, em diferentes etapas.	X	X	X		
Reynolds; Ahmad (1997)	Investigaram as variações de longo e curto prazo nas propriedades de fluorescência e absorção das amostras de esgoto e os resultados foram correlacionados com os valores de DBO correspondentes.	X	X	X		
Kang et al. (2002)	Caracterização de substâncias húmicas presentes em lixiviados de aterro sanitários da Coreia com diferentes idades de aterro e suas implicações.		X			X
Baker; Curry (2004)	Investigaram as propriedades de fluorescência de três lixiviados dentro do próprio aterro, bem como águas (limpas e contaminadas) adjacentes ao aterro sanitários.	X	X			X
Nataraja et al (2006)	Avaliaram a relação entre a absorbância ultravioleta a 280 nm (UV280) e o DBO_5 em amostras de águas residuárias coletadas na ETE Fort Meade (Maryland, EUA).		X	X		
Hudson et al. (2007)	Neste artigo foi realizado uma extensa revisão do uso de técnicas de espectroscopia de fluorescência para medir a fluorescência intrínseca da matéria orgânica e a aplicação da análise MOD fluorescente em águas marinhas, águas doces e águas residuais		X	X		
Saadi et al. (2006)	Estudaram o potencial de degradação microbiana da MOD de amostras de efluentes da ETE de Haifa e do reservatório de Qishon (Israel). Essas modificações foram caracterizadas por COD, absorbância UV_{254} e por matrizes de emissão de excitação de fluorescência.	X	X	X		
Lü et al. (2008)	Este trabalho visa explorar a correlação entre a MOD em amostras de lixiviado em diferentes idades de aterro e originadas de processos de tratamento e os potenciais estrogênicos observados. As amostras foram caracterizados usando COD, absorbância UV/Vis 254 e fluorescência através MEE.	X	X			X

CONTINUAÇÃO. QUADRO 3. RESUMOS DOS TRABALHOS QUE UTILIZARAM TÉCNICAS DE ESPECTROSCOPIA EM ESGOTO SANITÁRIO, LIXIVIADO OU AMBOS.

Autor	Objetivos	Espectroscopia			Tipo de efluente	
		UV-Vis	Fluorescência	Esgoto	Lixiviado	
Huo et al. (2008)	Investigaram as características da MOD em lixiviados com diferentes idades de aterros através da análise química, espectroscópica e elemental.	X	X			X
Sun et al. (2008)	Avaliaram a MEE dos lixiviados de aterro durante os processos de tratamento. Particular atenção foi dada à evolução da fluorescência dos lixiviados durante os processos de tratamento dos lixiviados e, em seguida, as possíveis razões para essa evolução foram analisadas.		X			X
Park et al. (2009)	Avaliaram as mudanças espectroscópicas e cromatográficas na MOD de esgoto afluente e efluente de uma ETE que utiliza processo biológico avançado na Coreia	X	X	X		
Bu et al. (2010)	Avaliaram as mudanças na composição e características da MOD em lixiviado cada processo do tratamento em reator sequencial em batelada (RSB) + FENTON + carvão ativado granular (CAG).	X	X			X
Comstock et al. (2010)	Avaliaram através de técnicas de espectroscopia as características da MO de amostras de lixiviado de quatro aterros sanitários em Flórida (EUA) e a tratabilidade desses lixiviados utilizando coagulação química.	X	X			X
Hur et al. (2011)	Aplicaram técnicas de espectroscopia na análise de eficiência de remoção de MOD e MODr em esgotos sanitários de 15 ETES da Coreia do Sul.	X		X		

CONTINUAÇÃO. QUADRO 3. RESUMOS DOS TRABALHOS QUE UTILIZARAM TÉCNICAS DE ESPECTROSCOPIA EM ESGOTO SANITÁRIO, LIXIVIADO OU AMBOS.

Autor	Objetivos	Espectroscopia			Tipo de efluente	
		UV-Vis	Fluorescência	Esgoto	Lixiviado	
Bridgeman et al. (2013)	Utilizaram a espectroscopia de fluorescência para caracterizar esgoto sanitário em vários estágios do tratamento, a fim de compreender como os bandas de fluorescência se modificavam com o tratamento, e relações com a DBO e DQO.		X	X		
Zhao et al. (2013)	Avaliaram a caracterização e remoção de componentes refratários de lixiviados de aterros tratados biologicamente por oxidação de $\text{Fe}^{2+}/\text{NaClO}$ e Fenton.		X			X
Cohen et al. (2014)	Examinaram as modificações da MO das águas residuárias de quatro ETEs, em Israel, ao longo do tratamento, aplicando espectroscopia de fluorescência.		X	X		
Reque (2015)	Avaliou o desempenho de um processo biológico de tratamento de efluentes, composto por 3 sistemas de banhados construídos (B1, B2 e B3) operados em paralelo, tratando a combinação de esgoto doméstico (90%) mais lixiviado de aterro sanitário (10%), no que diz respeito a remoção de matéria orgânica de lenta degradação. E utilizou análise de absorbância e fluorescência para analisar a presença de substâncias húmicas.	X	X	X		X
Liu et al. (2015)	O objetivo do trabalho foi explorar os mecanismos de remoção de componentes da MOD no processo de lixiviação e fornece uma base teórica para a seleção do processo mais efetivo de tratamento do lixiviado. Além disso, o trabalho também analisou a transformação e espectroscopia das frações UV-vis, FTIR e MEE da MOD do lixiviado durante o processo de tratamento combinado processo físico químico e biológico.	X	X			X

CONTINUAÇÃO. QUADRO 3. RESUMOS DOS TRABALHOS QUE UTILIZARAM TÉCNICAS DE ESPECTROSCOPIA EM ESGOTO SANITÁRIO, LIXIVIADO OU AMBOS.

Autor	Objetivos	Espectroscopia			Tipo de efluente	
		UV-Vis	Fluorescência	Esgoto	Lixiviado	
Aryal et al. (2016)	Avaliaram a influência da idade do aterro em mudanças temporais na composição do lixiviado quando exposta a diferentes condições ambientais.	X	X			X
Carstea et al. (2016)	Revisão do progresso da utilização da espectroscopia de fluorescência na avaliação de águas residuárias.	X	X	X		
Cui et al. (2016)	Tiveram como objetivo entender mais profundamente os componentes refratários do lixiviado através da caracterização da MOD e das MEE do lixiviado após o tratamento em reator RBS.		X	X		
Christian et al. (2017)	Este estudo explora as relações entre vários métodos de quantificação e caracterização de matéria orgânica usando amostras coletadas de uma estação de tratamento de efluentes em operação localizada em Nevada (EUA).	X	X	X		
Mesquita et al. (2017)	Revisaram sobre a aplicação de técnicas espectroscópicas para sistemas aeróbicos e anaeróbicos com foco em espectroscopia de UV-Vis, infravermelho e fluorescência.	X	X	X		
Maizel; Remucal (2017)	O objetivo deste estudo é avaliar a composição do MOD em uma estação municipal de tratamento de águas residuais, combinando medidas em massa, como espectroscopia UVVis, com dados derivados de medições FT-ICR MS.	X		X		
Oloibiri et al. (2017)	O objetivo deste trabalho é usar o poder combinado da análises MEE e análise fatorial paralelo (PARAFAC) durante o tratamento físico-químicos de lixiviados em escala laboratorial através da coagulação seguida de adsorção de GAC e troca iônica.	X	X			X
Li et al. (2018)	Aplicaram técnicas combinadas de espectroscopia para avaliar a característica composicional da MODr e investigaram os mecanismos de transformação durante o tratamento de lixiviados de aterro maduro pelo processo ANAMMOX.	X				X
Iskander et al. (2018)	O objetivo desta revisão foi fornecer uma síntese do estado da arte em relação as substâncias inibidoras de supressão de raios ultravioleta, a serem removidas ou reduzidas a um nível que a desinfecção por UV não seja fortemente afetada em diferentes abordagens de tratamento, visando a codisposição de lixiviado em esgoto sanitário.	X	X			X

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

A parte experimental da pesquisa foi dividida em etapas para cumprimento dos objetivos propostos, como descrito na FIGURA 8.

FIGURA 8. DESCRIÇÃO DAS ETAPAS DO PROJETO



3.2 ÁREA DE ESTUDO

3.2.1 Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Padilha Sul

A ETE Padilha Sul está situada no município de Curitiba – PR, no bairro Ganchinho, atendendo a Bacia do Ribeirão Padilha desde 2002. A ETE possui capacidade para tratar 440 L s^{-1} de esgoto sanitário, mas, atualmente é operada com vazão de 319 L s^{-1} , atendendo população de até 235.000 habitantes. No nível de tratamento preliminar do esgoto, a ETE é composta por duas grades mecanizadas

com espaçamento de 3 mm, um desarenador tipo Dorr-Oliver e uma calha Parshall para medição de vazão.

No nível de tratamento secundário, a ETE é composta por seis reatores tipo UASB (tratamento secundário), com capacidade nominal de 70 L/s e duas lagoas, sendo uma aerada e outra facultativa (pós-tratamento). Estas unidades podem ser vistas na FIGURA 9 e no fluxograma da FIGURA 10.

FIGURA 9. FOTOGRAFIA AÉREA DA ETE PADILHA SUL – CURITIBA (PR).



Fonte: Google Earth (2019).

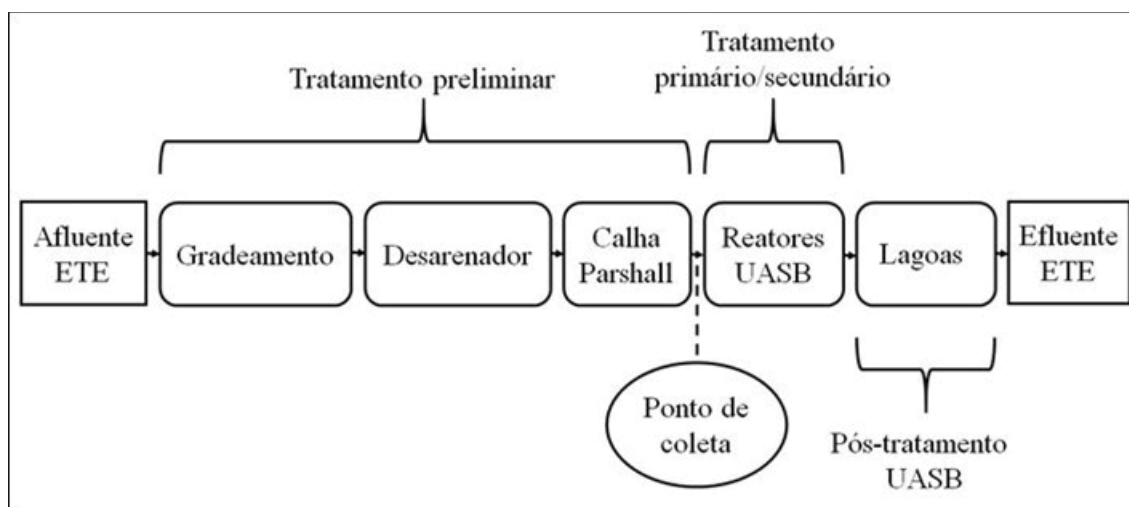
Nota: Destaque para localização do prédio do desarenador da estação, sob o qual estão instalados os experimentos.

O lodo biológico, produzido nos reatores tipo UASB e nas lagoas aeradas, é periodicamente descartado, sendo adensado (adensador por gravidade) e posteriormente desaguado em uma centrífuga tipo horizontal contracorrente.

Após essa etapa, o lodo é submetido ao processo de estabilização alcalina prolongada (BITTENCOURT, 2014) e disposto na agricultura. O biogás, gerado nos reatores tipo UASB é queimado em *flares*, com eficiência de aproximadamente 50%. Na FIGURA 10 é apresentado um fluxograma de tratamento da ETE Padilha Sul, com identificação do ponto de coleta dos esgotos.

O efluente é lançado no Ribeirão Padilha, classe 2, situado na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu e sub-bacia Ribeirão dos Padilhas.

FIGURA 10. FLUXOGRAMA DE TRATAMENTO DA ETE PADILHA SUL



O esgoto foi coletado depois da calha Parshall, no nível de tratamento preliminar da ETE Padilha Sul. A instalação dos reatores está localizada na parte interna da edificação, abaixo da calha Parshall e ocupa área de aproximadamente 15 m². Para que fosse realizada a codisposição com lixiviado, foi selecionado um aterro sanitário o qual está descrito no item 3.2.2.

3.2.2 Centro de Gerenciamento de Resíduos Iguaçu

O lixiviado utilizado é proveniente do Centro de Gerenciamento de Resíduos (CGR) Iguaçu, integrante da empresa Estre Ambiental e está localizado no município de Fazenda Rio Grande – PR, em área de 2,6 milhões de metros quadrados, sendo 382 mil metros quadrados utilizados para as etapas de compactação e armazenamento dos resíduos sólidos (FIGURA 11). O aterro atende 21 municípios e está em operação desde 2010. Ao todo, são descarregadas diariamente mais de 1.500 toneladas de resíduos, sendo somente recebidos os de classe 2 (não perigosos), produzindo em média 600 m³ d⁻¹ de lixiviado.

Esta unidade tem capacidade de recebimento de 75000 ton mês⁻¹ de resíduos sólidos das classes II-A e II-B, conforme classificação da Norma NBR 10.004 da ABNT.

FIGURA 11. CGR IGUAÇU – FAZENDA RIO GRANDE (PR): VISTA DO ATERRO



Fonte: Estre Ambiental (2017)

O aterro possui sistema de drenagem do lixiviado no centro da célula, que está coberto por uma manta de PAD, com 2 mm de espessura, para impedir a passagem do líquido para o solo. O lixiviado, produzido nas células do aterro, é encaminhado até um tanque, onde então é conduzido por meio de caminhões até uma estação de tratamento de lixiviado. O lixiviado bruto foi coletado a cada três meses aproximadamente e transportado por caminhão limpa-fossa até a estação piloto na ETE Padilha Sul.

3.3 MATERIAIS

Neste item são descritos os materiais utilizados no desenvolvimento da pesquisa.

3.3.1 Equipamentos para os parâmetros físico-químicos

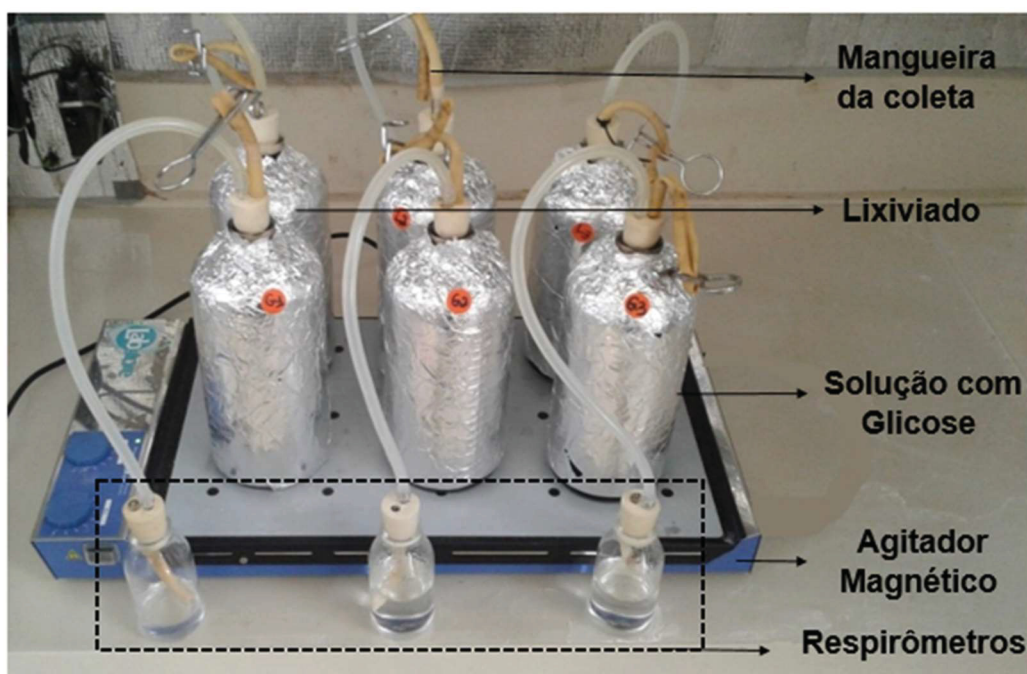
Os equipamentos utilizados nas análises físicas e químicas são pertencentes ao Laboratório de Engenharia Ambiental Professor Francisco Borsari Netto – LABEAM, do Departamento de Hidráulica e Saneamento - DHS, da Universidade Federal do Paraná, no Câmpus Centro Politécnico.

3.3.2 Equipamentos para os parâmetros coletivos específicos

3.3.2.1 DQO inerte

As frações da DQO inerte dos efluentes foram determinadas pelo método proposto por Germili et al. (1991). Para determinação da DQO inerte, foram utilizados 6 frascos de vidro de 1 L cada, sendo 3 deles considerados como branco e os outros 3 como controle das amostras de efluente. Em cada frasco de branco foi adicionada solução de glicose, com DQO similar ao do lixiviado ou de esgoto. Na FIGURA 12 é apresentada imagem do aparato experimental utilizado nos ensaios.

FIGURA 12. APARATO EXPERIMENTAL DO ENSAIO DE DQO INERTE DO LIXIVIADO



3.3.2.2 Carbono Orgânico Dissolvido e Espectrofotometria UV/Vis

Nas análises da concentração de carbono orgânico dissolvido nas amostras líquidas e de carbono total e carbono orgânico total no lodo, foi utilizado o analisador de carbono orgânico total Modelo TOC-VCPH – Shimadzu. As análises espectroscópicas nos ensaios de emissão de ultravioleta visível foram realizadas com espectrofotômetro de luz visível – Modelo UV-1601 PC – Shimadzu. Os equipamentos para as análises de COD e espectrofotometria UV/Vis pertencem ao LABEAM.

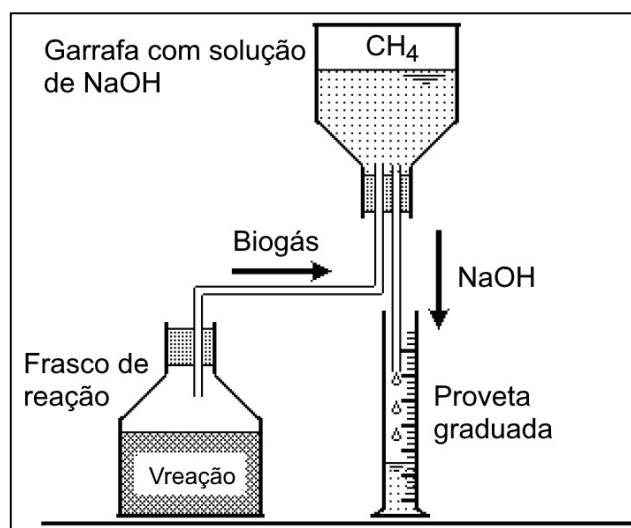
3.3.2.3 Espectroscopia de fluorescência

Para realizar as análises de espectroscopia de fluorescência em amostras líquidas filtradas, foi utilizado o espectrofotômetro de fluorescência – Modelo Cary Eclipse - Varian Inc. Esse equipamento está disponível no Laboratório de Química Ambiental – Departamento Acadêmico de Química e Biologia (DAQBi) da UTFPR.

3.3.3 Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia

Na FIGURA 13 foi apresentado um desenho esquemático do aparato experimental comumente utilizado para a medição direta do volume de CH_4 .

FIGURA 13. DESENHO ESQUEMÁTICO DO APARATO EXPERIMENTAL UTILIZADO NO ENSAIO DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA.



FONTE: AQUINO et al. (2007)

O ensaio utilizado para avaliar a biodegradabilidade anaeróbia do efluente esgoto doméstico e lixiviado, é similar à metodologia realizada para teste de atividade metanogênica específica (AME) adaptada e apresentada por Aquino et al. (2007). Diversos outros autores utilizam esse aparato, tanto para o ensaio da biodegradabilidade anaeróbia, quanto para o ensaio da AME (ROCHA, 2003; SAMWAYS, 2015).

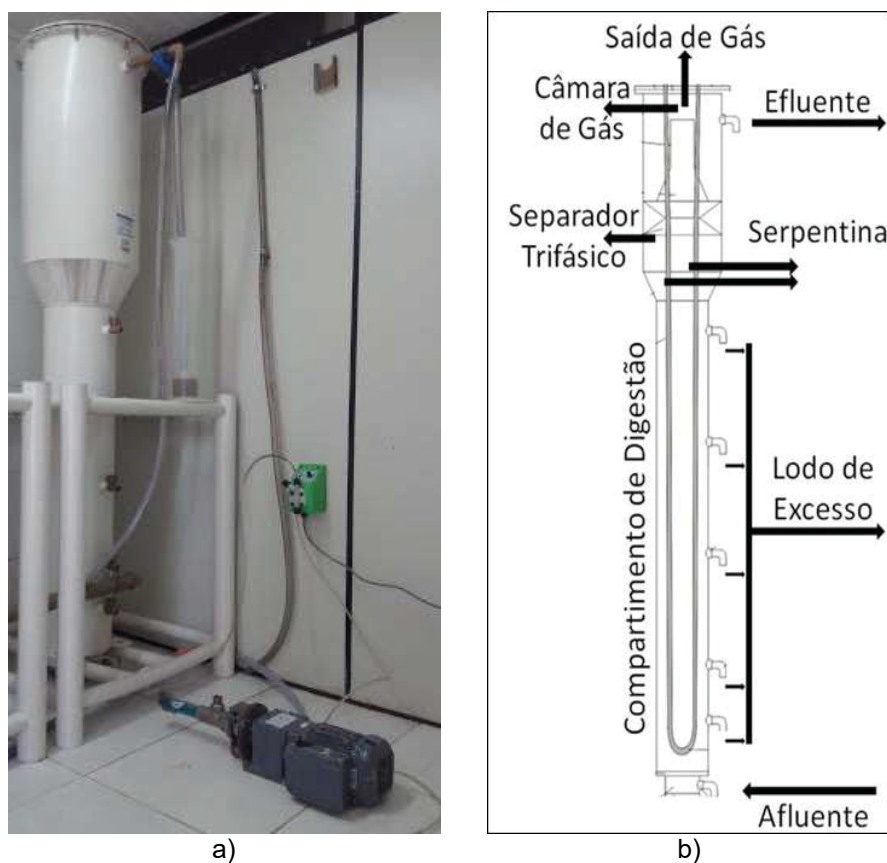
De modo geral o aparato é constituído por um sistema “agulha-mangueira” que interliga o frasco de reação (lodo + solução nutriente + substrato) de 250 mL a um frasco de solução alcalina (1 L). Esse segundo frasco é responsável por lavar o biogás produzido pelo frasco de incubação, medindo-se apenas o volume de CH_4 produzido

(ROCHA et al., 2001; ALVES et al., 2005; CHERNICHARO, 2016). Semelhante ao ensaio da AME, uma solução alcalina de NaOH (15%) encarrega-se de absorver o CO_2 .

3.3.4 Instalação Piloto

Na FIGURA 14 foi apresentada a imagem e desenho esquemático do reator tipo UASB.

FIGURA 14. INSTALAÇÃO PILOTO PARA ESTUDO DE CODISPOSIÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO E LIXIVIADO



Nota: a) Imagem da parte interna da instalação piloto, composta de um reator tipo UASB 150 L e bombas; b) componentes do reator tipo UASB.

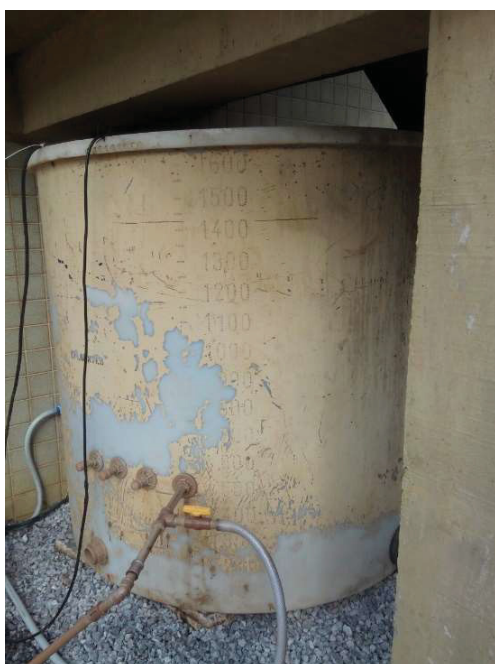
A instalação piloto é composta por um reator tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), confeccionado em Policloreto de Vinila (PVC), com altura total 1,90 m, altura do compartimento de digestão de 1,34 m e, volume útil de 150 L. Duas bombas, sendo uma moto-bomba dosadora do tipo helicoidal de deslocamento positivo, da marca Netzsch com potência máxima de fluxo de 500 L h^{-1} e

contrapressão de 12 bar e, outra bomba dosadora, do tipo diafragma da marca Tecnobio, com potência máxima de fluxo de $2,0 \text{ L h}^{-1}$ e contrapressão de 10 bar (FIGURA 14a). Apesar da serpentina, operou-se o reator na temperatura ambiente, sem aquecimento.

O reator possui uma entrada na parte inferior para alimentação com o afluente, três pontos de coleta de amostras disposto ao longo da altura, uma saída superior (para coleta do efluente tratado) e um separador trifásico.

Para alimentação desse reator, a instalação piloto possui dois tanques de armazenamento de efluente, sendo um tanque equalização com capacidade de 1500 L para esgoto sanitário e outro tanque de 7500 L para lixiviado (FIGURA 15 a, b).

FIGURA 15. RESERVATÓRIOS PARA ALIMENTAÇÃO



(a) Reservatório Esgoto sanitário

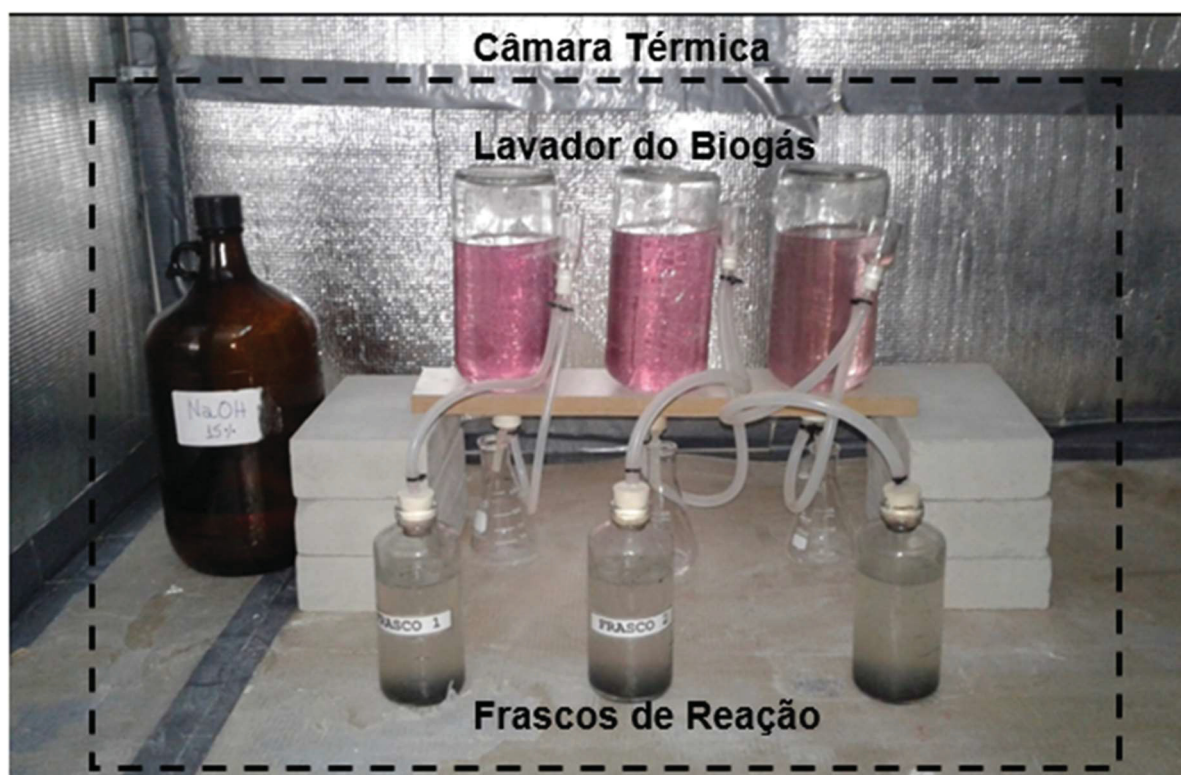


(b) reservatório lixiviado

3.3.5 Atividade Metanogênica Específica (AME)

Para avaliação do inóculo utilizado nos reatores tipo UASB antes e após a adição do lixiviado, foram realizados ensaios de AME. Na FIGURA 16 foi apresentado o sistema utilizado no ensaio, montado de acordo com Aquino et al. (2007).

FIGURA 16. APARATO EXPERIMENTAL DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO



Para tanto, foi adotado o método volumétrico com medição direta de CH_4 produzido, o mesmo utilizado no ensaio de DQO inerte, sendo três erlenmeyers, pois a análise é realizada em triplicata.

3.4 MÉTODOS

Neste item foram descritos os métodos utilizados para desenvolver a pesquisa e responder os objetivos específicos.

3.4.1 Caracterização física e química

As análises físicas e químicas realizadas para caracterizar o esgoto sanitário, o lixiviado e o efluente bruto e tratado (da estação experimental) e o lodo foram realizadas em conformidade com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Os parâmetros analisados foram: pH, condutividade, cor, alcalinidade, DBO, DQO, carbono orgânico dissolvido (COD), NTK, amônia, fósforo, fenóis, sulfato, sulfetos, óleos e graxas, série de sólidos, metais pesados, coliformes totais e E. Coli, conforme foi descrito na TABELA 16.

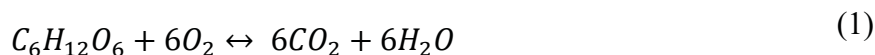
TABELA 16. PARÂMETROS ANALISADOS, SEUS RESPECTIVOS MÉTODO DE ANÁLISE, METODOLOGIA E A REFERENCIA UTILIZADA.

Parâmetros	Método de Análise	Método N°	Referência
pH	Potenciométrico	4500_H ⁺	APHA (2012)
DQO (bruta e filtrada) (mgO ₂ L ⁻¹)	Colorimétrico	5220_D	APHA (2012)
DBO ₅ (mgO ₂ L ⁻¹)	Manométrico	5210_B	APHA (2012)
DQO inerte (mgO ₂ L ⁻¹)	Colorimétrico	-	Germilli et al. (1991)
COD (mg L ⁻¹)	Combustão a alta temperatura -	5310_B	APHA (2012)
Condutividade (µS cm ⁻¹)	Condutivimétrico	2510_B	APHA (2012)
Cor (uC)	-	2120_C	APHA (2012)
Série de Sólidos (mg L ⁻¹)	Gravimétrico	2540	APHA (2012)
Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	Titulométrico	-	Kapp (1984)
Ácidos voláteis (mgHAc L ⁻¹)	Titulométrico	2310	APHA (2012)
NTK (mg L ⁻¹)	Titulométrico	4500_NTK	APHA (2012)
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	Titulométrico	4500_NH ₄ ⁺	APHA (2012)
Cloretos (mg L ⁻¹)*	Colorimétrico		APHA (2012)
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	Colorimétrico	4500_P	APHA (2012)
Óleos e graxas* (mg L ⁻¹)*	Gravimétrico	5520_B,F	APHA (2012)
Fenóis (mg L ⁻¹)*	Colorimétrico	-	ISO 14402 (1999)
Sulfato (mg L ⁻¹)*	Automatizado de metiltimol Azul	4500_F	APHA (2012)
Sulfeto (mg L ⁻¹)*	Colorimétrico	4500_S	APHA (2012)
Metais pesados (mg L ⁻¹)*	ICP-OES	3120_B	APHA (2012)
<i>E. Coli</i> (UN 100mL ⁻¹)*	NMP	9223_B	APHA (2012)
Coliformes totais (UN 100mL ⁻¹)*	NMP	9223_B	APHA (2012)

Nota: * análises realizadas em laboratório externo

3.4.2 Ensaio da DQO inerte

O método consiste na preparação do frasco de branco, no qual é adicionada uma solução de glicose com DQO idêntica ao do lixiviado. O preparo da solução de glicose foi baseado na relação estequiométrica da Equação 20, onde 1 g dessa substância, em água destilada, apresenta DQO de 1.067 mg.L.



O volume da solução de glicose e de efluente (lixiviado ou esgoto), adicionado em cada frasco, foi de 300 mL. Cada frasco recebeu 100 mL de lodo anaeróbio (proveniente dos reatores tipo UASB da ETE Padilha Sul), 50 mL de solução de macronutriente e 0,5 mL de solução de micronutrientes (TABELA 17).

Após o fechamento dos frascos, realizou-se a purga do oxigênio com nitrogênio gasoso (N_2) por 5 minutos (estabelecimento de condições anaeróbias no interior do frasco). Finalmente, os frascos foram mantidos sob agitação contínua e temperatura controlada em 25°C. Para que não houvessem problemas relacionados ao surgimento de algas no lixiviado, os frascos foram cobertos com papel alumínio, evitando a absorção de luz nos sistemas.

TABELA 17. SOLUÇÕES DE MACRONUTRIENTES E MICRONUTRIENTES UTILIZADAS NO ENSAIO DE DQO INERTE.

Solução de Macronutrientes	
Substância	Concentração (mg L⁻¹)
Fosfato monopotássico (KH_2PO_4)	1.500
Fosfato dipotássico (K_2HPO_4)	6.500
Cloreto de amônio (NH_4Cl)	5.000
Cloreto de cálcio ($CaCl_2 \cdot 2H_2O$)	1.000
Cloreto de magnésio ($MgCl_2 \cdot 6H_2O$)	1.000
Solução de Micronutrientes	
Substância	Concentração (mg L⁻¹)
Cloreto férrico ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$)	2.000
Cloreto de zinco ($ZnCl_2$)	50
Cloreto de cobre ($CuCl_2 \cdot 2H_2O$)	30
Cloreto de manganês ($MnCl_2 \cdot 4H_2O$)	50
Molibdato de amônio ($(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$)	50
Cloreto de níquel ($NiCl_2 \cdot 6H_2O$)	50
Ácido bórico (H_3BO_3)	10
Ácido clorídrico (HCl)	1.000

FONTE: GERMILI *et al.* (1991).

O monitoramento dos frascos foi realizado ao menos duas vezes por semana, por meio da determinação de DQO filtrada (bomba à vácuo com utilização de microfiltro de fibra de vidro com grau de retenção de 0,75 μm). Os ensaios foram conduzidos até que a DQO filtrada dos frascos com glicose permanecesse constante. A DQO inerte do lixiviado e do esgoto, foi calculada pela diferença entre a DQO residual da amostra e a DQO da solução de glicose no final do experimento.

O mesmo ensaio foi realizado para avaliar a DQO inerte do esgoto sanitário utilizado nos reatores.

Paralelamente aos ensaios de DQO inerte, foram calculadas as constantes de decaimento (K) da DQO nos lixiviados ensaiados. Quando se utiliza um modelo em equilíbrio contínuo, baseado na cinética de primeira ordem, a equação que auxilia na estimativa da qualidade do efluente, ou na determinação do tempo de detenção, é aquela apresentada na Equação 2 (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2015).

$$Se = Sa \times e^{-K.td} \quad (2)$$

Em que:

K : constante de remoção de primeira ordem (dia^{-1});

td : tempo de detenção (dia);

Sa : DQO inicial (mg L^{-1});

Se : DQO (mg L^{-1}).

O valor de K geralmente é relacionado na literatura técnica com a temperatura padrão de 20 °C e o ajuste de temperatura para as condições reais pode ser realizado pela Equação 3.

$$Kt = K_{20} \times \theta^{(T-20)} \quad (3)$$

Em que:

Kt : coeficiente de remoção da DQO na temperatura do líquido no experimento (dia^{-1});

K_{20} : coeficiente de remoção da DQO na temperatura do líquido de 20 °C (dia^{-1});

θ : coeficiente de temperatura, cujo valor usualmente utilizado é 1,024 (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2015);

T : temperatura do líquido no experimento (°C).

3.4.3 Ensaios de biodegradabilidade

O objetivo do teste foi avaliar a biodegradabilidade anaeróbia e analisar o comportamento da biomassa anaeróbia, sobre as diferentes porcentagens de lixiviado e o efeito de possíveis cargas tóxicas. A metodologia de medição direta do volume do CH_4 mostrou-se mais vantajosa, principalmente no que diz respeito à dispensa do uso de cromatografia. Além disso, os custos inerentes a sua operação são baixos, podendo essa técnica ser implementada em laboratório, ou na ETE.

Para tanto, foram realizadas duas configurações distintas no ensaio de biodegradabilidade: relações de misturas entre lixiviado e esgoto de 0, 2, 5, 10 e 15%;

e relações de misturas entre lixiviado e esgoto de 0, 5, 10, 15 e 20%. Esta faixa foi mais ampla do que a encontrada na revisão bibliográfica (TABELA 14). Foram utilizados frascos de 250 mL de volume total e nestes foram adicionados 20 mL de lodo e diferentes relações volumétricas de lixiviado e esgoto sanitário, conforme apresentado no delineamento da TABELA 18.

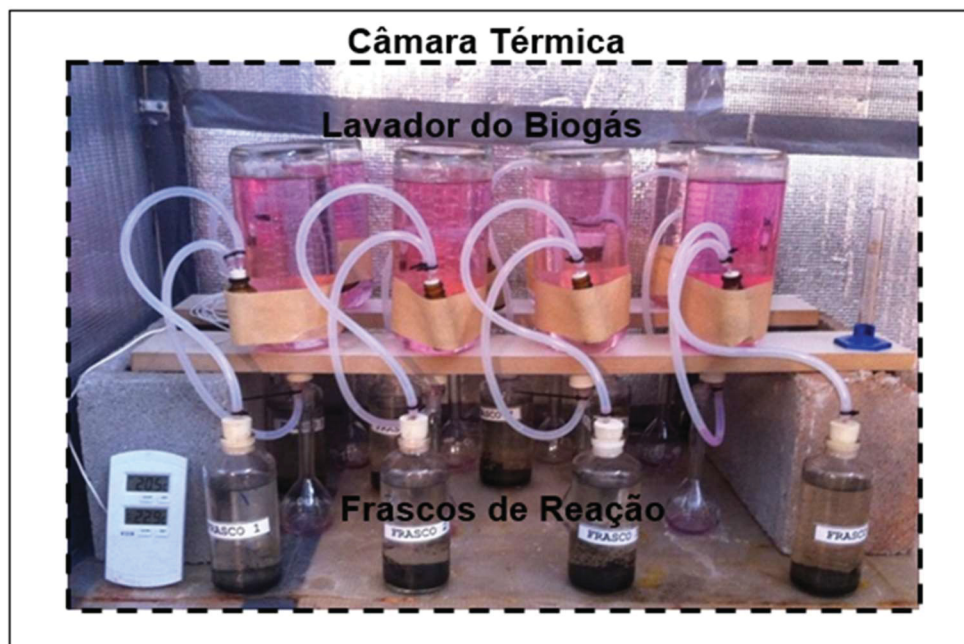
TABELA 18. RESUMO DOS DIFERENTES ARRANJOS DA MISTURA LODO, ESGOTO SANITÁRIO E LIXIVIADO EM QUATRO ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE

Frasco	Ensaio 1 (jan/2017) / Ensaio 2 (fev/2017)				Ensaio 3 (mar/2017) / Ensaio 4 (jun/2018)			
	Volume efluente (L)			Lixiviado (%)	Volume efluente (L)			Lixiviado (%)
	Lodo	Esgoto	Lixiviado		Lodo	Esgoto	Lixiviado	
F1	0,02	0,180	-	0	0,02	0,180	-	0
F2	0,02	0,178	0,002	2	0,02	0,171	0,009	5
F3	0,02	0,171	0,009	5	0,02	0,162	0,018	10
F4	0,02	0,162	0,018	10	0,02	0,150	0,030	15
F5	0,02	0,150	0,030	15	0,02	0,140	0,040	20

Na FIGURA 17 é apresentada a imagem do aparato experimental usado nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia.

O inóculo utilizado no experimento foi retirado de um reator tipo UASB da mesma ETE de estudo. Não foram adicionados nutrientes para degradação anaeróbia, apenas o esgoto bruto, como solução nutriente, de forma a simular os processos de degradação da mistura em situação real em ETEs, como sugerido por Penna (1994). Para determinação da concentração da biomassa inicial, o lodo anaeróbio foi caracterizado quanto à concentração de sólidos totais voláteis, com concentração média de 2 gSTV L⁻¹. Aquino et al. (2007) recomendaram concentrações de 2,0 a 5,0 gSTV L⁻¹ e Chernicharo (2016) de 5,0 gSTV L⁻¹ para experimentos sob agitação.

FIGURA 17. APARATO EXPERIMENTAL UTILIZADO NOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA



O ensaio foi realizado em triplicata com relação alimento/microrganismo (A/M), variável. Para eliminar a produção de metano de origem endógena, os frascos foram mantidos em repouso por 24 h a temperatura ambiente, apenas com os volumes de lodo. Após o fechamento dos frascos, realizou-se a purga do oxigênio no *headspace*, com nitrogênio gasoso por 5 minutos. Após a purga, os frascos foram mantidos a temperatura ambiente até a exaustão da produção de biogás por 30 dias.

Para avaliar a produção do metano devido ao decaimento endógeno, o lixiviado foi substituído por água destilada “branco” em alguns frascos. Uma vez conhecido o volume do metano produzido diariamente, pode-se obter a produção acumulada em termos de $\text{gDQO}_{\text{CH}_4} \text{d}^{-1}$.

3.4.4 Carbono Orgânico Dissolvido, Espectroscopia de fluorescência e espectrofotometria UV/Vis.

A preparação das amostras para determinação da concentração do carbono orgânico dissolvido, foi realizada com a filtração da alíquota em membrana de acetato de celulose, com porosidade de $0,45 \mu\text{m}$, pré-lavada com água ultrapura. Posteriormente, a amostra foi preservada com 0,5% do volume com H_2SO_4 PA e armazenada sob refrigeração a 4°C . O método de análise foi a combustão catalítica

NDIR a 680 °C, utilizando um analisador de carbono orgânico modelo TOC-VCPH, Shimadzu, de acordo com o método 5310B (APHA, 1998).

Na análise de carbono foi necessário diluir as amostras para que a concentração do COD esteja dentro do limite do equipamento e para que a concentração de cloreto não danifique o mesmo, que permite concentração de Cl de até 5 mg L⁻¹. Diante disso, as amostras de lixiviado foram diluídas 100 e 500 vezes e as amostras de esgoto 10 vezes.

Para as análises de espectroscopia, as amostras foram filtradas em membrana de acetato de celulose, porosidade de 0,45 µm, pré-lavada com água ultrapura. As leituras no UV-Vis foram realizadas em cubetas de quartzo, com caminho ótico de 1 cm no espectrofotômetro UV 1601 PC (Shimadzu), com varredura de 200 a 800 nm. As análises de fluorescência foram realizadas em espectrofluorímetro modelo Cary Eclipse (Varian Inc), utilizando cubeta de quartzo multifacetada, com caminho ótico de 1 cm, com varredura de 200 a 600 nm, utilizando água ultrapura para controle analítico. A varredura do comprimento de onda de emissão e excitação foi de 200 a 600 nm, em intervalos de 5 nm, produzindo matrizes de tamanho 81 x 81. As análises descritas foram feitas de acordo com metodologia de McKnight et al. (2001) e Carstea (2012).

Para todas as amostras a coleta foi realizada em frascos inertes, com lavagem ácida, preferencialmente de vidro, calcinados a 500 °C por 5 horas para eliminação de traços de matéria orgânica.

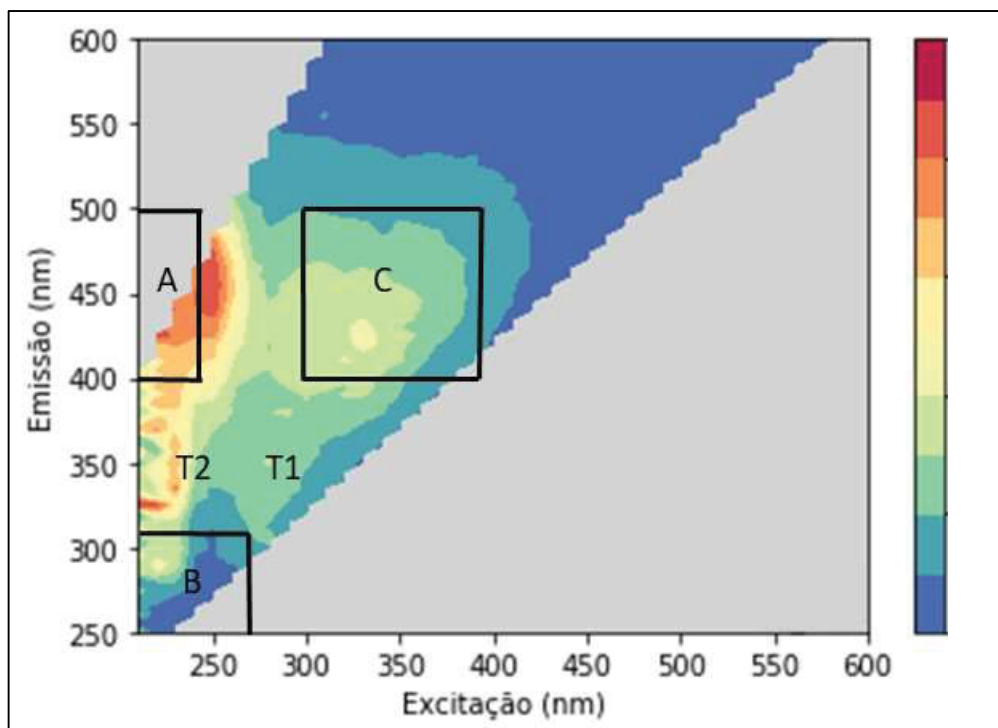
As amostras também foram diluídas afim de corrigir o efeito de filtro interno. Também foram feitos testes diminuindo a potência da luz do equipamento, para diminuir possíveis ruídos, que geram aumento dos picos da matriz de emissão e excitação.

As matrizes de emissão e excitação (MEE) foram construídas normalizadas pelo COD e pela absorbância no UV-Vis, utilizando-se a intensidade Raman para a água ultrapura no comprimento de onda de 350 nm (KNAPIK et al., 2014). Os gráficos 3D e os cálculos das bandas foram gerados utilizando o código Fluorescence Excitation-Emission Matrix Code (FEEMC 1.0), desenvolvido por Kozak et al. (2017).

A identificação das bandas foi realizada de acordo com classificação de Coble (1996) e Carstea (2012): materiais lábeis como triptofano nas bandas T1 (λ_{ex} = 290 nm/ λ_{em} = 350 nm) e T2 (λ_{ex} = 230 nm/ λ_{em} = 350 nm), tirosina na banda B (λ_{ex} = 230-275 nm/ λ_{em} = 310 nm); compostos húmicos nas bandas A (λ_{ex} = 230 nm/ λ_{em} = 400-

500 nm) e banda C (λ_{ex} = 300-500 nm/ λ_{em} = 400-500 nm). Na FIGURA 18 é possível verificar a posição das bandas para melhor compreensão.

FIGURA 18. MEE E A LOCALIZAÇÃO DAS BANDAS DEFINIDAS POR COMBLE (1996) E CARSTEA (2012)



Foram determinados os espectros de emissão, com excitação em 370 nm para o cálculo da razão de fluorescência (FR), que é razão da intensidade de emissão em $\lambda = 450$ nm e a intensidade de emissão $\lambda = 500$ nm ($FR = \lambda_{450} / \lambda_{500}$, para identificar a refratibilidade da matéria orgânica dissolvida (WESTERHOFF; ANNING, 2000; ARYAL et al, 2016).

Também foram calculados o índice de humificação (HIX - humification index), que fornece uma visão da complexidade e natureza aromática da matéria orgânica fluorescente. HIX foi adaptado de acordo com Aryal et al., (2016) e expresso como a razão da soma de emissão da intensidade entre 435 e 480 nm pela soma da intensidade entre 300-345 nm no comprimento de Ex 250 nm.

Além disso, através da análise de absorbância UV-Vis algumas relações foram calculadas, como: (i) A_{280} / COD e A_{253} / A_{203} para avaliar o grau e a composição aromáticos (KANG et al., 2002; ZHAO et al., 2013); (ii) A_{250} / A_{365} que tem correlação negativa com o peso molecular das substâncias húmicas (LI et al.,

2018) e; (iii) SUVA₂₅₄ foi calculado pela razão entre absorbância UV₂₅₄ (au), a respectiva concentração de COD (mg/L) e corrigido pelo caminho óptico (m), índice para identificar que tipo de estrutura orgânica é predominante (WEISHAAR et al., 2003).

A aromaticidade das amostras foi calculada segundo a fórmula apresentada por Peuravuori e Pihlaja (1997), em que são relacionadas a absorção de energia no espectro de UV-Vis em 254 nm com o 365 nm. Através dessa relação é obtido o percentual de compostos aromáticos que a amostra possui pela Equação 4.

$$\text{Aromaticidade (\%)} = 52,509 - 6,780x \frac{A_2}{A_3} \quad (4)$$

Em que:

A₂ = absorbância medida a 254 nm;

A₃ = absorbância medida a 365 nm.

No Quadro 4 é apresentado um resumo das análises de espectroscopia.

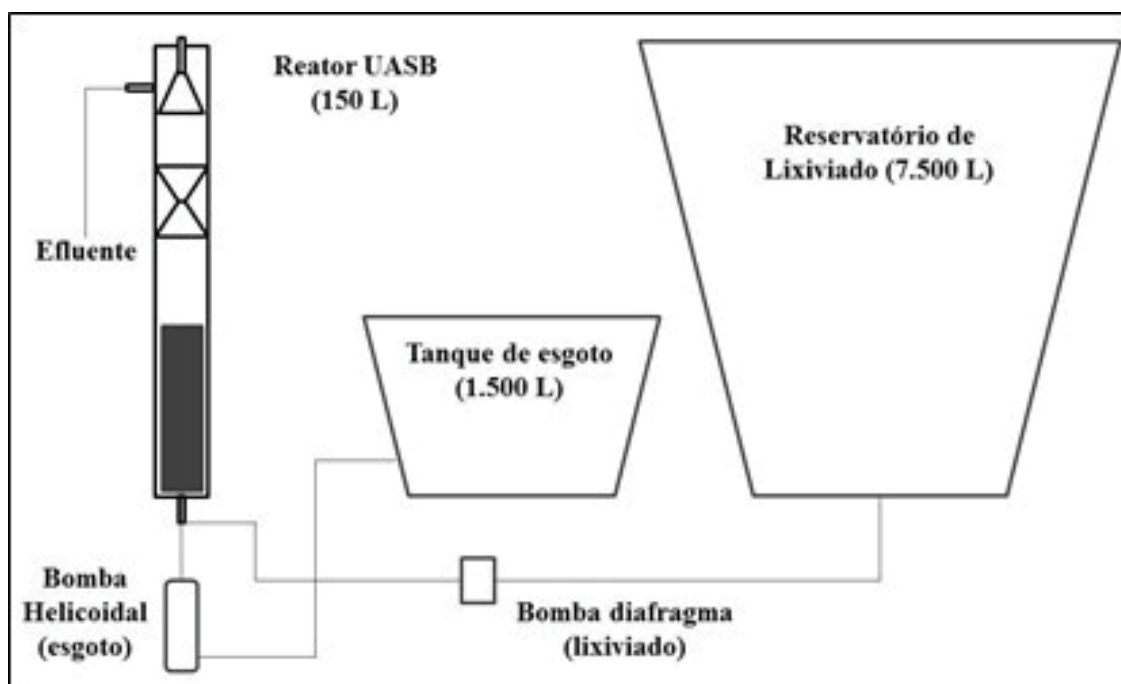
QUADRO 4. RESUMO DAS ANÁLISES DE ESPECTROCOPIA

ANÁLISE	PRINCÍPIO	PARÂMETROS	MÉTODO
Fluorescência	Espectro de emissão	Banda do espectro (PW) (λ _{Ex} = 370 nm)	λ _{Em} = 200 a 600 nm V= 600 nm/min
		Razão da Fluorescência (FR) I ₄₅₀ /I ₅₀₀ (λ _{Ex} = 370 nm)	
		Índice de humificação (HIX) Σ λ _{Em} 435-480/Σ λ _{Em} 300-350 (λ _{Ex} = 250 nm)	
	MEE	Coble (1996) e Carstea (2012) T ₁ (λ _{ex} = 290 nm/ λ _{em} = 350 nm) T ₂ (λ _{ex} = 230 nm/ λ _{em} = 350 nm) B (λ _{ex} = 230-275 nm/ λ _{em} = 310 nm) A (λ _{ex} = 230 nm/ λ _{em} = 400-500 nm) C (λ _{ex} = 300-500 nm/ λ _{em} = 400-500 nm).	λ _{Em} = 200 a 600 nm λ _{Ex} = 200 a 600 nm V= 3000 nm/min Normalização COD/Raman Correção filtro interno
UV- Visível	Espectro completo	Absorbância (nm) em 254 e 280. A ₂₅₃ /A ₂₀₃ , 254/365 (A ₂ /A ₃), 254/COD (SUVA). Aromaticidade (%)	Espectro 600 a 200 nm V= 960 nm/min

3.4.5 Instalação piloto – Operação e Monitoramento

O esquema do aparato experimental, descrito na FIGURA 19, é composto de um reator tipo UASB e duas bombas, sendo uma para alimentação com esgoto sanitário, outra para lixiviado e dois reservatórios, sendo um para esgoto sanitário e outro para lixiviado.

FIGURA 19. DESENHO ESQUEMÁTICO DA INSTALAÇÃO PILOTO



O lixiviado é transportado da Estre por meio de caminhão limpa fossa e armazenado em tanque por período de aproximadamente três meses. Partindo do tanque de armazenamento, o lixiviado é introduzido no reator por meio da bomba dosadora helicoidal de deslocamento positivo. Na FIGURA 20 é possível visualizar a descarga do caminhão tanque contendo lixiviado no reservatório da estação.

FIGURA 20. RESERVATÓRIO DE ARMAZENAMENTO DO LIXIVIADO



O reator foi operado em 4 etapas, sendo cada uma denominada de acordo com a porcentagem de lixiviado adicionada. Na Etapa 0% o reator tipo UASB foi alimentando apenas com esgoto (100%). Na Etapa 2% o reator recebeu a mistura com relação volumétrica de 98% de esgoto e 2% de lixiviado. Na Etapa 5% foi realizada a mistura com relação volumétrica de 95% do esgoto e 5% do lixiviado. E a Etapa 10% foi realizada a mistura com relação volumétrica de 90% do esgoto e 10% do lixiviado conforme descrito na TABELA 19.

TABELA 19. PROCEDIMENTO EXPERIMENTA

Etapas	Descrição	TDH (h)	Vazão (L h ⁻¹)	Dias de operação
I	Esgoto (100%)	8	18,0	152
II	Esgoto (98%) + lixiviado (2%)			108
III	Esgoto (95%) + lixiviado (5%)			92
IV	Esgoto (90%) + lixiviado (10%)			159

A operação do reator teve início em setembro de 2016, contudo, houve uma fase de ajuste do sistema e problemas operacionais em todas as etapas. Por isso, determinou-se que o tempo de operação, em cada etapa, seria de aproximadamente três meses.

O monitoramento foi realizado nas amostras do lixiviado do reservatório no afluente e efluente do reator e no lodo do reator. Os parâmetros avaliados e a frequências das análises estão indicados na TABELA 20.

TABELA 20. PARÂMETROS PARA OS PONTOS DE COLETAS E FREQUÊNCIA

Parâmetros	Amostra					
	Lixiviado (Reservatório)	Frequência	Reator	Frequência	Lodo	Frequência
Temperatura do líquido (° C)	X	Semanal	X	3x semana	-	-
Vazão (L h ⁻¹)	-	-	X	3x semana	-	-
pH	X	Semanal	X	3x semana	-	-
Condutividade (µS cm ⁻¹) ^a	X	Semanal	-	-	-	-
Cor (uT)	X	Semanal	-	-	-	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	X	Semanal	X	3x semana	-	-
AGV (mgHAc/L)	-	-	X	3x semana	-	-
DQO bruta (mgO ₂ L ⁻¹)	X	Semanal	X	3x semana	-	-
DQO filtrada (mgO ₂ L ⁻¹)	X	Semanal	X	1x semana	-	-
DBO _{5,20} (mgO ₂ L ⁻¹)	X	Semanal	X	Quinzenal	-	-
COD (mg L ⁻¹)	X	Semanal	X	Quinzenal	-	-
NTK (mg L ⁻¹)	X	Semanal	X	Quinzenal	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	X	Semanal	X	1x semana	-	-
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	-	Mensal	-	-	-	-
Cloretos (mg L ⁻¹)	X	Mensal	-	-	-	-
Fenóis (mg L ⁻¹)	X ⁽¹⁾	Mensal	-	-	-	-
Sulfeto (mg L ⁻¹)	X ⁽¹⁾	Mensal	-	-	-	-
Sulfato (mg L ⁻¹)	X ⁽¹⁾	Mensal	-	-	-	-
Óleos e graxas (mg L ⁻¹)	X ⁽¹⁾	Mensal	-	-	-	-
Série de Sólidos (mg L ⁻¹)	X	Semanal	X	1x semana	X	Trimestral
Metais pesados (mg L ⁻¹)	X ⁽¹⁾⁽²⁾	Bimestral	-	-	X	Trimestral
DQO inerte (mgO ₂ L ⁻¹)	X ⁽²⁾	Bimestral	-	-	-	-
UV/Vis	X	Quinzenal	X	Quinzenal	X	Trimestral
Fluorescência	X	Semanal	X	Bimestral	X	Trimestral
AME	-	-	-	-	X	anual

Nota: ⁽¹⁾ Laboratório externo; ⁽²⁾ Caracterização quando houver recebimento.

3.4.5.1 Inoculação do reator

O reator tipo UASB foi inoculado com lodo anaeróbio proveniente da própria ETE em que estão localizados. O volume de inóculo foi de 30% do volume do reator e as análises de sólidos totais, voláteis e fixos, foram realizadas com amostras de 50 mL do lodo de acordo com metodologia descrita no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

O manto de lodo foi mantido próximo e abaixo do último registro de amostragem do lodo (ver Figura 14), totalizando um volume de 50 L.

3.4.6 Caracterização do Lodo

O lodo foi avaliado através de análises de AME no início da operação do reator, isto é, na etapa com 0% de lixiviado no final da operação do reator, na etapa com 10% de lixiviado. E também caracterizado em termos de concentração de metais durante as etapas de operação.

3.4.6.1 Atividade Metanogênica Específica

O ensaio de atividade metanogênica específica tem como objetivo avaliar o desempenho do lodo antes e depois da adição de lixiviado. O ensaio foi realizado em triplicata e com 3 frascos de reação de 300 mL de volume total cada. O volume total da mistura (lodo + solução nutriente + substrato) foi delimitado em 250 mL. A concentração de STV do lodo ensaiado resultou em 50 gSTV L⁻¹, sendo esse valor superior àqueles normalmente encontrados na literatura (30 gSTV L⁻¹) (AISSE, 2000). Para determinação do volume de lodo a ser adicionado, em cada frasco, foi estabelecido que a concentração de lodo a ser empregada, para um ensaio sem agitação, deveria ser de 2,0 gSTV L⁻¹. Desse modo, o volume de lodo adicionado, em cada frasco, foi determinado de acordo com a Equação 4 (CHERNICHARO, 2016).

$$V_{lodo} = \frac{(V_m \times C_m)}{STV_{lodo}} \quad (4)$$

Em que:

V_{lodo} : volume de lodo adicionado em cada frasco (mL);

V_m : volume total da mistura (mL);

C_m : concentração de lodo na mistura (gSTV L⁻¹);

STV_{lodo} : concentração inicial de STV no lodo ensaiado (gSTV L⁻¹).

A partir do cálculo do volume de lodo utilizado, foi então determinada a massa de microrganismos aplicada em cada frasco de reação (Equação 5).

$$M_{lodo} = V_{lodo} \times STV_{lodo} \quad (5)$$

Em que:

M_{lodo} : massa de microrganismos (gSTV).

No ensaio de AME realizado no presente trabalho, foi utilizada uma solução de glicose com concentração de 3 gDQO L⁻¹, conforme recomendado por Aquino *et al.* (2007). Sendo assim, o volume de substrato aplicado em cada frasco de reação foi calculado por meio da Equação 6.

$$V_{sub} = \frac{(C_m \times V_m)}{C_{DQO}} \quad (6)$$

Em que:

V_{sub}: volume de substrato adicionado em cada frasco (mL);

C_{DQO}: DQO do substrato (g DQO L⁻¹).

Sabendo-se o volume de lodo e de substrato adicionado em cada frasco, o volume de solução nutriente foi obtido por meio da Equação 7. A solução nutriente, utilizada no ensaio de AME, foi semelhante àquela do ensaio de DQO inerte apresentada na TABELA 14.

$$V_n = V_m - V_{lodo} - V_{sub} \quad (7)$$

Em que:

V_n: volume de solução nutriente adicionada em cada frasco (mL).

Para evitar possíveis erros analíticos oriundos da produção de CH₄ de origem endógena do lodo, os frascos foram mantidos em repouso por 24 horas somente com volume de lodo. Após esse período, foi então adicionado o substrato e a solução nutriente, sendo ainda realizada a purga de oxigênio com nitrogênio gasoso por 5 minutos. O ensaio foi realizado em uma câmara térmica com temperatura constante de 30°C.

O monitoramento contínuo da produção de CH₄ nos frascos de reação, possibilitaram a obtenção de dados que correlacionam tempo e produção acumulativa de CH₄. A determinação da AME foi realizada a partir da avaliação do trecho de inclinação máxima da curva de produção de CH₄. Os resultados da avaliação forneceram a taxa de produção do gás (mLCH₄ d⁻¹) que, dividida pela quantidade inicial de biomassa aplicada em cada frasco (M_{lodo}), chegou aos valores de AME

(mLCH₄/gSTV.d) do lodo anaeróbio em estudo. Cabe destacar que, os valores de AME geralmente são encontrados na literatura fazendo correspondência à massa de DQO convertida em CH₄. Desse modo, para realização de tal ajuste, foram utilizadas as Equações 8 e 9.

$$DQO_{CH_4} = f(t) \times Q_{CH_4} \quad (8)$$

Em que:

DQO_{CH₄}: carga de DQO removida do frasco e convertida em CH₄ (g DQO);

f(t): fator de correção para a temperatura do ensaio (kg DQO m⁻¹);

Q_{CH₄}: taxa de produção de CH₄ (m³ d⁻¹).

$$f(t) = \frac{(P_a \times K_{DQO})}{R \times (273 + T)} \quad (9)$$

Em que:

P_a: pressão atmosférica (1 atm);

K_{DQO}: DQO correspondente a 1 mol de CH₄ (64 g DQO mol⁻¹);

R: constante dos gases (0,08206 atm.L.mol⁻¹ K);

T: temperatura operacional do ensaio (°C).

As análises de AME do lodo foram realizadas no início da operação do reator, operando com esgoto sanitário e após aproximadamente um ano de operação, com esgoto e lixiviado no final.

3.4.6.2 Caracterização física e química do Lodo

As análises no lodo foram realizadas a fim de avaliar as modificações que podem ter ocorrido no lodo de reator tipo UASB, motivado pela codisposição de lixiviado em esgoto sanitário, visando reuso agrícola. Na TABELA 21 foram descritas as características do lodo e o período da coleta.

A avaliação do lodo foi realizada ao final de cada etapa de operação, em que uma amostra pontual no manto de lodo era coletada para as análises laboratoriais dos parâmetros agronômicos e de substâncias inorgânicas potencialmente tóxicas, de

acordo com a Resolução CONAMA nº 375/2006 (BRASIL, 2006), conforme descrito na TABELA 21.

TABELA 21. DESCRIÇÃO DAS AMOSTRAS DE LODO AVALIADAS

Amostra	Porcentagem de lixiviado em relação ao esgoto sanitário afluente ao reator UASB (v/v)	Período de coleta do lodo do reator piloto
1	0%	Sem contato com lixiviado
2	2%	Em contato com lixiviado durante 10 meses
3	5%	Em contato com lixiviado durante 15 meses
4	10%	Em contato com lixiviado durante 20 meses

Os parâmetros inorgânicos e agrônômicos analisados foram os definidos na Resolução CONAMA nº 375/2006 (BRASIL, 2006), sendo eles: Arsênio (As); Bário (Ba); Cádmio (Cd); Chumbo (Pb); Cobre (Cu); Cromo (Cr); Mercúrio (Hg); Molibdênio (Mo); Níquel (Ni); Selênio (Se) e Zinco (Zn).

As análises foram realizadas de acordo com a metodologia proposta por APHA et al. (2012), Métodos 3050 (USEPA, 1996) e 3051 (USEPA, 2007), estabelecidos em SW-846. As amostras 1 e 2 de lodo não foram analisadas no período da coleta, contudo, foram preservadas a temperatura inferior a 4 °C.

3.4.7 Análise Estatística

A estatística descritiva consistiu em apresentar os valores de mediana (Med), média (X) e Desvio Padrão (DP), para a etapa inicial de análise dos dados. Com objetivo de descrever a tendência da distribuição dos valores médios dos dados amostrais, utilizou-se a representação gráfica do *Boxplot*.

Para verificar a homogeneidade e normalidade dos dados de cada etapa, aplicou-se o teste similar a Shapiro-Wilk. Considerando que todos os parâmetros apresentaram $p > 0,05$, pode-se afirmar que eles possuem distribuição normal e por isso foi utilizado um teste paramétrico para verificar estas diferenças.

A partir desta informação aplicou-se o teste estatísticos, ANOVA, com nível de significância de 5%. O programa utilizado para aplicação e validação dos testes foi o Minitab 18 (acesso acadêmico).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS

4.1.1 Esgoto Sanitário

Na TABELA 22 foram apresentados os resultados da caracterização físico-química das amostras de esgoto sanitário no afluente da ETE Padilha, dados repassados pela Sanepar e também obtidos no reservatório utilizado para alimentar o reator. Os dados da Sanepar são coletados próximos a calha Parshall e os dados são de amostras compostas e pontuais. Os dados do reservatório são pontuais coletados sistematicamente no período da manhã. Essas análises têm como principal objetivo demonstrar que o efluente reservado para alimentação do reator tinha característica similar à do efluente da estação.

TABELA 22. RESULTADOS DA CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO ESGOTO SANITÁRIO DA ETE PADILHA SUL.

Parâmetros	Esgoto Sanitário									
	Sanepar*					Reservatório de Esgoto				
	N	MED	DP	MIN	MAX	N	MED	DP	MIN	MAX
DQO (mg L ⁻¹)	248	654	209	128	1503	53	571	203	37	1028
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	237	364	119	64	757	8	290	81	210	450
DBO ₅ /DQO	236	0,6	0,1	0,3	0,8	8	0,5	0,1	0,4	0,7
DQO inerte (%)	-	-	-	-	-	3	7,9	0,4	8,3	7,5
COD (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	8	75	24	46	114
pH	243	-	-	6,6	8,3	53	-	-	6,6	7,8
AT (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	240	221	47	68	361	53	306	70	124	414
AGV (mgHAc L ⁻¹)	-	-	-	-	-	53	115	42	17	213
NA (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	10	70	24	43	112
ST (mg L ⁻¹)	-	-	-	-	-	17	585	295	42	1492
SST (mg L ⁻¹)	249	221	105	59	730	5	136	75	68	218
SSed (ml L ⁻¹)	247	3,2	2,3	0,1	17,0	-	-	-	-	-

Legenda: AT: alcalinidade total; ÁGV: ácidos voláteis; N: número de amostras; X: média; DP: desvio padrão; MIN: valor mínimo; MAX: valor máximo. * dados do afluente da ETE Padilha do ano de 2017 e de janeiro a abril de 2018.

Os resultados apresentados na TABELA 19 indicaram a DQO média obtida no afluente da ETE igual a 654 (209) mg L⁻¹ e, no reservatório 571 (203) mg L⁻¹. A

DBO apresentou valores de 364 (119) mg L⁻¹ e 290 (81) mg L⁻¹ no afluente da ETE e no reservatório, respectivamente.

A relação DBO₅/DQO sugere o nível de biodegradabilidade de efluentes em geral. Valores acima de 0,5 indicam que, tal despejo, pode potencialmente ser tratado por processos biológicos (VON SPERLING, 2014). O valor obtido no esgoto sanitário foi 0,6 para as amostras da estação e 0,5 no reservatório, indicando viabilidade de tratamento por processos biológicos.

Foi realizada a análise de DQO inerte no esgoto. O valor obtido foi de 7,9%, demonstrando que a fração não degradável é muito baixa comparada a outros efluentes como por exemplo o lixiviado. Borth (2017) obteve 9% no ensaio de DQO inerte com esgoto sintético, valor próximo ao do esgoto real. Melhor detalhamento e discussão estão apresentados no item 5.2.

Outros valores são importantes na caracterização do esgoto sanitário, como o pH, que variou de 6,6 a 8,3 no afluente da ETE e de 7,8 a 8,1 no reservatório. A alcalinidade média foi de 221 (47) mgCaCO₃ L⁻¹ e 306 (70) mgCaCO₃ L⁻¹ no afluente da ETE e no reservatório, respectivamente.

No esgoto sanitário os valores médios de concentração de nitrogênio amoniacal foram de 70 (24) mg L⁻¹, constatando-se, então, a importância do correto emprego das relações volumétricas de mistura entre lixiviado e esgoto. Estudos realizados em sistemas anaeróbios de tratamento comprovaram que, concentrações de NH₃ acima de 150 mg L⁻¹, e de NH₄⁺ superiores a 3.000 mg L⁻¹, são tóxicas as arqueias metanogênicas (CHERNICHARO, 2016).

A concentração de SST foi de 221 (205) mg L⁻¹ no afluente da ETE e 135 (75) mg L⁻¹ no reservatório. Os valores de SST, principalmente do afluente da ETE, tem grande desvio padrão e estão acima dos valores típicos para esgoto sanitário. Tal característica pode estar atrelada ao fato que, no início de 2017, a ETE Padilha estava recebendo, semanalmente, além de lodo de fossa séptica, que é comum ser destinado em ETEs, lodo anaeróbio de outras estações, a fim de aumentar o manto de lodo dos reatores UASB da estação. A consequência dessa adição de lodo na ETE pode ser observada, também, devido a amplitude dos valores de SSed do afluente da ETE, que variou de 0,1 a 17 mL L⁻¹.

A importância desses valores está na avaliação das características do esgoto utilizado para posterior combinação com lixiviado em até 10%. De acordo com Metcalf e Eddy (2016), os resultados obtidos para DQO, DBO, COD, nitrogênio amoniacal e

série de sólidos, indicaram concentração média a alta para o efluente e os esgotos do reservatório.

De acordo com os dados disponibilizados pela Sanepar em 2018, a eficiência do sistema implantado na ETE Padilha Sul (6 reatores tipo UASB e 2 lagoas facultativas), para o ano de 2017, foi de $65 \pm 5\%$ para DQO, $76 \pm 4\%$ para DBO e $67 \pm 8\%$ para SST (SANEPAR, 2018).

Estes parâmetros também foram utilizados na avaliação das etapas de operação dos reatores anaeróbio, conforme apresentados no item 4.3.

4.1.2 Lixiviado

A caracterização das amostras de lixiviado foi feita em amostras pontuais, no dia da coleta de 7 m^3 . As amostras foram denominadas C1 para 1ª coleta em março de 2016, C2 para 2ª coleta em janeiro de 2017, C3 para 3ª coleta em junho de 2017, C4 para 4ª coleta em setembro de 2017, C5 para 5ª coleta em janeiro de 2018 e C6 para 6ª coleta em Maio de 2018.

4.1.2.1 Caracterização por parâmetros físico-químicos tradicionais

Na TABELA 23 são apresentados valores médios dos parâmetros para caracterização do lixiviado do aterro de Curitiba - PR, coletado em seis períodos diferentes, os quais evitou-se coletar o lixiviado nos dias seguintes as precipitações pluviométricas. Como pode se observar, o lixiviado de um mesmo local apresentou características físicas, químicas e biológicas distintas, ao longo das coletas, por cerca de dois anos.

De acordo com Mohammad-Pajooh et al. (2017), as características dos lixiviados são influenciadas pelo tipo de resíduo, grau de decomposição, clima, estação do ano, idade do aterro, profundidade dos resíduos, tipo de operação do aterro, dentre outros. Assim, pode-se afirmar que, a composição dos lixiviados pode variar consideravelmente no mesmo local e com as estações do ano.

TABELA 23. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BIOLÓGICA DO LIXIVIADO DO ATERRO DE CURITIBA - PR.

Parâmetros*	mar/16	jan/17	jun/17	set/17	jan/18	mai/18	Limites Conama 430/2011 ¹
T (°C) ⁽²⁾	24.9	24.5	18.3	21.7	23.5	22.8	
pH	8,0	8,1	8,1	8,2	8,0	8,4	5 - 9
Condutividade (µS cm ⁻¹)	32.230	47.130	26.310	43.605	18.123	35.160	-
Cor Aparente (uC)	-	4.500	2.500	3.750	2.250	4.500	-
AT (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	12.590	12.590	7.133	14.855	8.633	13.003	-
DBO (mg L ⁻¹)	916	1.400	1.400	1.300	7.500	2.500	-
DQO (mg L ⁻¹)	3162	3.892	3.078	4.829	9.569	7.673	-
DBO/DQO	0,29	0,36	0,45	0,27	0,78	0,33	
DQO inerte (%)	30,3	46,6	34,7	35,9	13,7	-	-
COD (mg L ⁻¹)	-	825	973	925	2.483	1570	-
DQO/COD	-	4,8	4,4	5,2	3,8	4,8	
NA (mg L ⁻¹)	2.628	2.670	1.792	3.435	2.262	2.885	-
NTK (mg L ⁻¹)	-	-	1.856	3.522	2.315	3.045	-
Fenóis (mg L ⁻¹)	-	0,65	0,40	0,55	2,39	1,33	0,5
Fósforo (mg L ⁻¹)	-	17,5	7,9	15,0	38,2	26,9	-
Sulfeto (mg L ⁻¹)	-	< 1	<1	1,4	3,8	2,0	1,0
Sulfato (mg L ⁻¹)	-	< 50	<50	<50	<50	<100	-
Cloretos (mg L ⁻¹)	-	3.890	1.890	3.300	2.060	2.600	-
OG (mg L ⁻¹)	-	5,0	<5	<5	<5	9,0	20 -50 ³
ST (mg L ⁻¹)	12.858	13.012	13.012	12.018	12.197	25.985	-
STF (mg L ⁻¹)	7.358	9.835	9.835	9.300	6.742	18.480	-
STV (mg L ⁻¹)	5.500	3.177	3.177	2.718	5.455	7.505	-
SST (mg L ⁻¹)	-	-	148	660	642	820	-
Cádmio (mg L ⁻¹)	0,081	< 0,001 ¹	<0,001	<0,001	0,004	<0,001	0,2
Chumbo (mg L ⁻¹)	< 0,10	< 0,01	<0,01	0,015	0,018	0,0138	0,5
Cobre (mg L ⁻¹)	< 0,10	< 0,005	0,0	0,023	0,113	0,055	1,0
Cromo (mg L ⁻¹)	< 0,10	0,31	0,20	0,30	0,28	0,33	1,0
Ferro (mg L ⁻¹)	5,6	6,9	8,1	7,5	57,0	40,9	15,0
Manganês (mg L ⁻¹)	0,32	0,18	0,50	0,42	2,82	0,91	1,0
Níquel (mg L ⁻¹)	0,42	0,17	0,10	0,19	0,16	0,19	2,0
Zinco (mg L ⁻¹)	0,50	0,50	0,5	0,67	1,43	0,97	5,0
<i>E. Coli</i> (NMP)	-	2,25E+05	5,2E+03	1,3E+04	>2,4E+06	<1,0E+04	-
Colif. totais (NMP)	-	2,42E+06	2,8E+05	1,6E+05	>2,42E+06	1,0E+03	-
Precipitação 10 dias antes da coleta	22.2	51.9	21.8	0	230	26.3	
Precipitação mensal (mm) ⁴	164	210	190,8	36,2	371,9	46,1	-

Nota: *O valor da caracterização no dia da coleta é média da triplicata. ⁽¹⁾ padrões e lançamento de efluentes definidos pela legislação brasileira; ⁽²⁾ Temperatura média mensal; ⁽³⁾ óleos minerais até 20 mg/L e óleos vegetais e gorduras animais até 50 mg/L; ⁽⁴⁾ dados do Instituto Ambiental do PR.

Os valores de pH das amostras analisadas estão próximos e acima de 8, isto é, valores alcalinos, que podem estar associados as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, devido ao tamponamento da amônia (KJELDSEN *et al.*, 2002, CONTRERA, 2008). Os trabalhos realizados com aterro do Caximba (Curitiba - PR), também apresentaram pH acima de 8 como pode ser observado por MORAIS; ZAMORA, 2005; RODRIGUES, 2008; ROCHA, 2011; DIAS, 2013; FERREIRA, 2014. Além do nitrogênio amoniacal, os valores de pH variam de acordo com proporção de sulfato e cloreto (BILGILI *et al.*, 2007). O valor do pH do lixiviado influencia na dissolução de metais e na capacidade sortiva da matéria orgânica (KJELDSEN *et al.*, 2002; FRASCARI *et al.*, 2004).

Frascari *et al.* (2004) avaliaram a qualidade do lixiviado de um aterro sanitário no norte da Itália e constataram tendência notavelmente constante durante o período de monitoramento de 10 anos, com variações entre 8,3 e 8,5, próximo aos valores obtidos no lixiviado em estudo. Isto oferece indícios que o aterro já era caracterizado por condições metanogênicas no início do período de monitoramento.

Além dos valores brutos obtidos na caracterização, é importante avaliar relações entre alguns parâmetros, que podem indicar grau de biodegradabilidade, índices de toxicidade e até mesmo quantidade das frações orgânicas (TABELA 24).

TABELA 24. RELAÇÕES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICO DO LIXIVIADO DO ATERRO DE CURITIBA - PR

Relação	C1	C2	C3	C4	C5	C6
	mar/16	jan/17	jun/17	set/17	jan/18	mai/18
DBO/DQO	0,29	0,36	0,45	0,27	0,78	0,33
DQO/COD	-	4,8	4,4	5,2	3,8	-
DQO/NA	1,2	1,5	1,7	1,4	3,2	2,7
DQO/P	-	222,4	389,6	321,9	250,9	285,2
NA/P	-	152,6	221,8	229,0	78,9	107,3
STV/ST	0,57	0,76	0,76	0,77	0,55	0,71
STF/ST	0,43	0,24	0,24	0,23	0,45	0,29

A razão DBO/DQO é comumente usada para indicar o tempo de aterramento dos resíduos, isto é, a idade do aterro (KJELDSEN *et al.*, 2002). De acordo com Naveen *et al.* (2005) com passar do tempo, os níveis de DBO diminuem mais rápido que os de DQO, devido à rápida degradação dos resíduos biodegradáveis. Assim, geralmente, a proporção de DBO/DQO irá diminuir com a idade e, pode ser usada para indicar o tipo de tratamento mais adequada para o lixiviado gerado. A relação

DBO/DQO se manteve acima de 0,27, que pode indicar, de acordo com Kjeldsen (2002), um aterro moderadamente estável (relação entre 0,1 e 0,5), sendo indicativo de que, o lixiviado desse aterro ainda contém matéria orgânica biodegradável e presença de compostos recalcitrantes (ácidos húmicos), podendo ser tratado por processo biológico. Valores relevantes foram obtidos na coleta do mês de janeiro de 2018, com relação DBO/DQO de 0,78, DQO de aproximadamente 10.000 mg L⁻¹ e AT de 13.003 mgCaCO₃ L⁻¹, são característicos de aterro jovem em etapa acidogênica de acordo com Pohland e Harper (1985), Souto (2009) e Peng (2017).

Os valores obtidos de DQO, COD, NA e CI nas amostras avaliadas são muito próximos aos valores médios obtidos para o lixiviado do aterro do Caximba (Curitiba - PR) (TABELA 2), sendo de 4.837 mg L⁻¹, 1.155 mg L⁻¹, 1.643 e 2.479 mg L⁻¹, respectivamente (MORAIS; ZAMORA, 2005; RODRIGUES, 2008), ROCHA, 2011, DIAS, 2013, FERREIRA, 2014).

Os valores de DQO variaram de 3.078 a 9.569 mg L⁻¹, valores elevados de DQO associados a altos valores de cor aparente são devido à presença de compostos orgânicos de alto peso molecular (AZIZ et al., 2015). O maior valor de DQO foi observado no período de maior chuva (janeiro de 2018). Um estudo conduzido por Aluko et al. (2003), os autores relataram contrariamente maior concentração de DQO no lixiviado na estação chuvosa e não na estação seca. El-Fadel et al. (2002) afirmaram que a DQO foi máxima durante o verão e se diluiu durante a monção. Isto pode ser devido à maior lixiviação de poluentes dos resíduos despejados na camada superior durante a precipitação inicial, seguida pelos efeitos de diluição das chuvas (RAFIZUL; ALAMGIR, 2012).

A chuva desempenha papel dominante na geração de lixiviados (MOODY; TOWNSEND, 2017) e diversos parâmetros sofrem interferências, como por exemplo, a diluição ou lixiviação. Autores como Aziz et al. (2015) verificaram interferências da chuva no parâmetro cor, por exemplo, devido à diluição do lixiviado gerado no lago de coleta. Na TABELA 23 é possível observar as amplitudes mensais da chuva e 10 dias antes das coletas. Os valores para cor aparente variaram de 2.250 a 4.500 uC. Os menores valores foram observados nos meses mais chuvoso. Além disso, a cor em lixiviados de aterros sanitários está relacionada à concentração de substâncias húmicas presentes, que conferem recalcitrância a esse efluente (CHEIBU et al., 2014).

Outro fator que influencia na biodegradabilidade do lixiviado é a fração de MO não degradável. O parâmetro DQO inerte oferece indícios dessa fração através do

processo anaeróbio. A DQO inerte anaeróbia mais baixa foi da amostra de lixiviado coletado em janeiro de 2018, que apresentou valor de 13,7%. A amostra com maior valor foi do lixiviado coletado em janeiro de 2017, sendo de 46,4%. Esses valores estão próximos aos obtidos por Amaral et al. (2009) e Moravia et al. (2013) de 46% e 40%, respectivamente. Esses últimos dados, importa dizer, caracterizam lixiviados de aterros sanitários brasileiros, o que confirma a elevada concentração de compostos refratários nesses efluentes comparada deste estudo.

A relação DQO/COD também pode indicar o grau de estabilidade do lixiviado. Isto é, formação mais recente ou formação mais antiga, com valores acima de 4, são características de lixiviado jovens e pouco estabilizados (ERING, 1983, KURNIAWAN et al. 2010). As amostras analisadas tiveram razão DQO/COD na faixa de 3,9 a 5,2, isto é, bem próxima e acima do valor citados pelos autores, indicando que o lixiviado do aterro pode ser considerado jovem e não estabilizado. Sabe-se que a modelagem, a operação e a eficiência de muitos processos de tratamento de águas residuárias, são baseadas na DQO. Sendo assim, os processos de tratamento de lixiviado podem não alcançar os resultados esperados, uma vez que a medida da DQO não expressa somente a demanda química de oxigênio para degradação de substâncias orgânicas, mas nesta está, também, incluída a demanda de oxigênio que foi consumida para as substâncias inorgânicas presentes no lixiviado.

A condutividade reflete a concentração de matéria inorgânica dissolvida (TATSI; ZOUBOULIS, 2002). Além disso, elevada condutividade atribui ao lixiviado elevada concentrações de sais, que também é fator limitante para tratamento por processos biológicos, devido ao efeito osmótico que causam. Por isso, é interessante realizar a diluição em outros efluentes, com baixa concentração de sais, por exemplo, o esgoto sanitário (MOHAMMAD-PAJOOH et al., 2017).

Como dito anteriormente, foi possível confirmar a associação das concentrações de cloreto com o parâmetro condutividade nas amostras analisadas. O lixiviado coletado em janeiro de 2017 apresentou concentração de cloreto igual a 3.890 mg L⁻¹ e 47.130 µS cm⁻¹ de condutividade. Na coleta de julho de 2017 houve decaimento da concentração de cloreto para 1.890 mg L⁻¹, seguida da redução da condutividade presente no lixiviado para 26.310 µS cm⁻¹. Na coleta realizada em setembro de 2017, a concentração de cloreto era de 3.300 mg L⁻¹ e de condutividade igual a 43.605 µS cm⁻¹. Na coleta de janeiro de 2018 houve o decaimento da concentração de cloreto para 2.060 mg L⁻¹, seguida da redução da condutividade

presente no lixiviado para $18.123 \mu\text{S cm}^{-1}$. E por último, na coleta realizada em maio de 2017, a concentração de cloreto era de 2.600 mg L^{-1} e de condutividade igual a $35.160 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Os valores de alcalinidade variaram de 7.133 a $14.855 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ nas amostras de lixiviado. Contrera (2008) afirma que existe relação linear entre a alcalinidade total dos lixiviados de aterros sanitários com as concentrações de NA, pois, nos lixiviados a amônia aparece predominantemente na forma de bicarbonato de amônio. Esta relação pode ser equacionada para estimativa das concentrações de NA a partir da alcalinidade total do lixiviado, quando este possuir pH superior a 7,0.

De acordo com Souto e Povinelli (2007), as faixas mais prováveis para os parâmetros ST, STV e SFT dos aterros sanitários brasileiros são de 3200 a 14400 mg L^{-1} , 630 a 5.000 mg L^{-1} e, de 2.100 a 8.300 mg L^{-1} , respectivamente. Os valores obtidos nas amostras analisadas estão bem próximos das faixas máximas citada pelo autor, com exceção da coleta de maio de 2018, que apresentou valores superiores. De acordo com Tchobanoglous et al. (1993) e Peixoto et al. (2018), os lixiviados jovens apresentam maiores concentrações de sólidos totais, isso ocorre, pois com o aumento da idade, os compostos orgânicos diminuem mais rapidamente que os compostos inorgânicos.

Em todas as amostras a relação STV/ST é acima de 0,5. Isto indica que os lixiviados continham níveis mais elevados de sólidos inorgânicos. O que reflete alto grau de mineralização durante a decomposição anaeróbia ativa dos resíduos nos aterros (YUNUS, 2009).

O nitrogênio amoniacal interfere diretamente no pH, alcalinidade e metais. Com relação as amostras analisadas, os valores de nitrogênio amoniacal estão acima de 1.714 mg L^{-1} , chegando a 4.646 mg L^{-1} , cabendo destacar a elevada concentração em todas as amostras. Isso somado aos elevados valores de pH e temperatura, o que eleva a porcentagem de amônia livre (NH_3), que é muito mais toxica e inibidora para tratamentos anaeróbios, que o íon amônio (NH_4^+).

A relação DQO/NA representa a quantidade de matéria orgânica em relação à quantidade do macronutriente nitrogênio, similar à relação C/N. Os valores encontrados para esta relação variaram de 1,2 a 3,2, bem abaixo do que seria a condição ótima, que de acordo com Castilhos Jr. et al. (2006), poderia variar de 20 a 70 de acordo com a maior ou menor biodegradabilidade do substrato presente no lixiviado. Para Moravia (2010), o excesso de nitrogênio que se apresenta

principalmente na forma de amônia, provavelmente é gerado pela degradação do material proteico, que constitui a maior fração da matéria orgânica biodegradável do lixiviado (MORAVIA, 2010).

Tratando-se da relação DQO/Fósforo (C/P), a média dos valores encontrados foi de aproximadamente 300, superior ao recomendando para tratamento anaeróbio. O que apresenta déficit do macronutriente fósforo para a correta manutenção dos microrganismos que estão envolvidos no tratamento biológico (a relação ótima C/P em um tratamento anaeróbio é ≤ 150), conforme citado por Souza (1984).

De acordo com Metcalf e Eddy (2016), as quantidades relativas de nitrogênio e fósforo necessárias para processos biológicos devem estar na proporção N: P de 5: 1. As amostras analisadas de lixiviados demonstram que a concentração de nitrogênio amoniacal é em média 150 vezes a do fósforo e esse pode ser o fator que limita o crescimento de microrganismos (MULLER et al., 2015).

Além dos parâmetros já avaliados, é importante verificar a quantidade de óleos e graxas, que nas amostras avaliadas variam de < 5 a 9 mg L^{-1} , caso o lixiviado seja tratado por reatores anaeróbios tipo UASB. O excesso de OG pode limitar o tratamento devido a formação excessiva de espuma em reatores tipo UASB. Rodrigues (2008) caracterizou o lixiviado do aterro municipal do Caximba (Curitiba – PR), e obteve concentrações de fósforo de $6,3 \text{ mg L}^{-1}$ e óleos e graxas de 50 mg L^{-1} , valores bem distintos do lixiviado estudado.

As análises de metais indicaram que a maioria dos valores encontrados nos lixiviados estudados foram mais baixos. Costa et al. (2019) afirmam que as concentrações de metais pesados, nos lixiviados dos aterros sanitários no Brasil, são baixas e, isso se deve à baixa solubilidade dos metais em pH alcalino. Contudo, algumas amostras excederam os padrões de lançamento de efluentes definidos na Resolução 430/11 (CONAMA, 2011). Para o parâmetro cobre, apenas a amostra de janeiro de 2018 tinha concentração acima de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$. A concentração de ferro estavam acima do permitido ($5,0 \text{ mg L}^{-1}$) nas amostras de janeiro e maio de 2018, bem como as concentrações de manganês ($1,0 \text{ mg L}^{-1}$) apenas no lixiviado de janeiro de 2018. Flutuações significativas nas concentrações de metais pesados no lixiviado foram relatadas por vários autores e podem ser atribuídas à sensibilidade do estado de oxidação e da solubilidade a valores de pH e às concentrações de hidróxidos de outros metais, como o Fe (FRASCARI et al., 2004).

O resultado da determinação dos indicadores *E. Coli* e Coliformes totais no lixiviado aponta à elevada presença desses microrganismos, estando tais valores próximos daqueles encontrados em esgotos domésticos, sendo 10^7 a 10^9 NMP 100 mL⁻¹ para Coliformes totais e 10^5 a 10^7 NMP 100 mL⁻¹ para *E. Coli* (METCALF; EDDY, 2003).

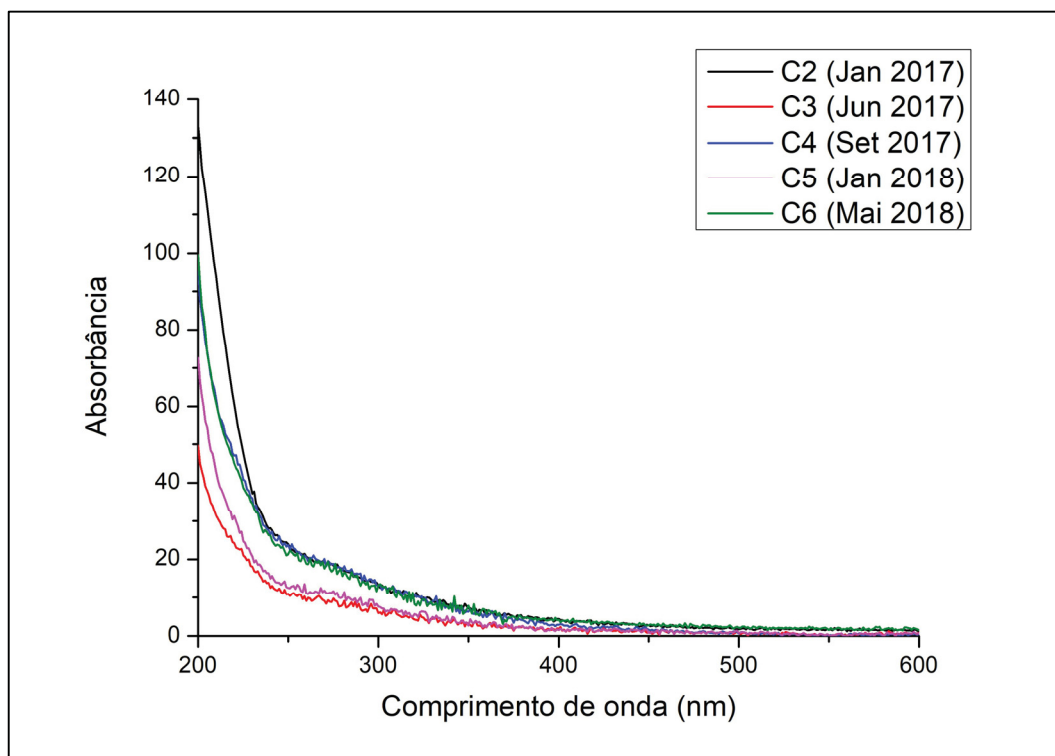
4.1.2.2 Caracterização da MOD do lixiviado (Parâmetros Coletivos Específicos)

Sendo de interesse nesta pesquisa caracterizar a MOD e identificar a presença de compostos recalcitrantes neste efluente, foram utilizadas técnicas de espectroscopia. Neste item, foram apresentados os resultados referentes às análises da espectroscopia de absorbância UV-Vis e, também, da emissão e excitação de fluorescência nas amostras de Janeiro de 2017, Junho 2017, Setembro de 2017, Janeiro de 2018 e Maio de 2018.

A espectroscopia de absorção de UV tem muitas aplicações úteis na caracterização do teor de carbono aromático (ISKANDER et al., 2018). Na FIGURA 21 são apresentados cinco perfis de absorbância no ultravioleta visível. As curvas das cinco amostras estão quase no mesmo formato, de cima para baixo, eles são C2, C6, C4, C5 e C3, respectivamente.

Os espectros sugerem forte absorbância na região UV ($\lambda < 400$ nm), responsável por cromóforos de grupos aromáticos com vários graus e tipos de substituição, incluindo fenóis e ácidos aromáticos (VILLA, 2005; REQUE, 2015). Pode-se inferir que quanto maior a absorbância, maior o teor de humificação presente nas amostras. Isto significa que a amostra mais e menos refratária são as amostra de Jan 2017 (C2) e de Jun 2017 (C3), respectivamente.

FIGURA 21. ESPECTRO UV-VIS PARA AS AMOSTRAS DE LIXIVIADO DE JANEIRO A MAIO DE 2018



Para investigar esse teor de humificação que está relacionado ao nível de aromaticidade do composto orgânico – que se encontra presente nas amostras de lixiviado, algumas relações de absorção de UV-Vis foram calculadas (TABELA 25).

TABELA 25. COEFICIENTES DE ABSORTIVIDADE DAS AMOSTRAS DE LIXIVIADO

	C2 (jan/2017)	C3 (jun/2017)	C4 (set/2017)	C5 (Jan/2018)	C6 (Mai/2018)
A280	17,6	8,1	17,1	10,1	15,6
SUVA254	2,64	1,10	2,44	0,46	2,10
A253/A203	0,19	0,27	0,28	0,22	0,25
A250/A365	4,30	4,55	5,38	3,70	3,30
Aromaticidade (%)	23	22	16	27	30

Em comprimentos de onda específicos, como por exemplo A280 nm, a absorbância da luz pode indicar o grau de humificação, grau de condensação e o peso molecular da matéria orgânica dissolvida (CHEN et al., 2019).

Os valores de A280 variaram de 8,1 a 17,6, autores como Kang et al. (2002) obtiveram variação de 3,0 a 12,6 no lixiviado com diferentes idades, considerando que quanto maior o valor, maior a presença de substâncias húmicas.

O parâmetro $SUVA_{254}$ é a absorbância ultravioleta específica e positivamente correlacionada com o teor de carbono aromático, ou porcentagem, de aromaticidade em carbono orgânico. Um valor de $SUVA > 2 \text{ L mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$ indica estrutura orgânica predominantemente aromática (WEISHAAR et al., 2003, CHOW et al., 2004, CHENG et al., 2005).

A maior parte das amostras possuem valor de $SUVA$ dentro do intervalo para lixiviados de aterro sanitário (1,9 – 7,4) relatados por Comstock et al. (2010). Isso significa que esses lixiviados são predominantemente hidrofóbicos, possuem compostos de alta massa molar e com maiores densidades de carga.

Aryal et al. (2016) avaliaram o lixiviado de aterro sanitário na Austrália, com idades distintas (estágio I: > 10 anos; estágio II: 5 anos). Os resultados obtidos para o $SUVA$ foram, respectivamente, 2,41 e 2,05, que são semelhantes aos encontrados neste estudo. Por outro lado, amostras da 3ª e da 5ª coletas apresentaram baixos valores para esses índices, sugerindo matéria orgânica lábil, devido à estrutura alifática das substâncias.

Como pode ser observado na TABELA 25, as amostras C2, C4 e C6 têm valores mais elevados de A_{280} e $SUVA_{254}$, comparados com as demais coletas, sugerindo que essas amostras de lixiviado possuem características de compostos com maior grau de humificação, provavelmente devido a maior presença de compostos orgânicos com estrutura aromática.

Os valores obtidos para a razão A_{253}/A_{203} não resultaram em diferenças significativas entre as amostras analisadas. Segundo Zhao et al. (2013), baixas relações indicam que a estrutura é predominantemente de cadeias alifáticas.

A razão A_{250}/A_{365} diminui à medida que o peso molecular dos orgânicos aumenta, isto é, possui uma correlação negativa com o peso molecular das substâncias húmicas (LI et al. 2018). Os mesmos autores obtiveram valor de 2,99 na relação A_{250} / A_{365} no lixiviado de Beijing na China, valor pouco abaixo dos obtidos nas amostras estudadas. Isso indica que o lixiviado estudado neste trabalho possui substâncias húmicas de baixo peso molecular.

Outro fator análogo aos citados acima é a Aromaticidade, que estima o percentual dos compostos aromáticos na matéria orgânica analisada, com base em uma formulação advinda de Peuravuori e Pihlaja (1997). Estes estabeleceram em seus estudos as diferentes frações da matéria húmica e que esta relação serve como

indicador do grau de humificação mediante o cálculo da aromaticidade. Sendo assim, quanto maior o valor de aromaticidade, maior o peso molecular do mesmo, tendo maior número de anéis aromáticos condensados como resultado de elevado grau de humificação.

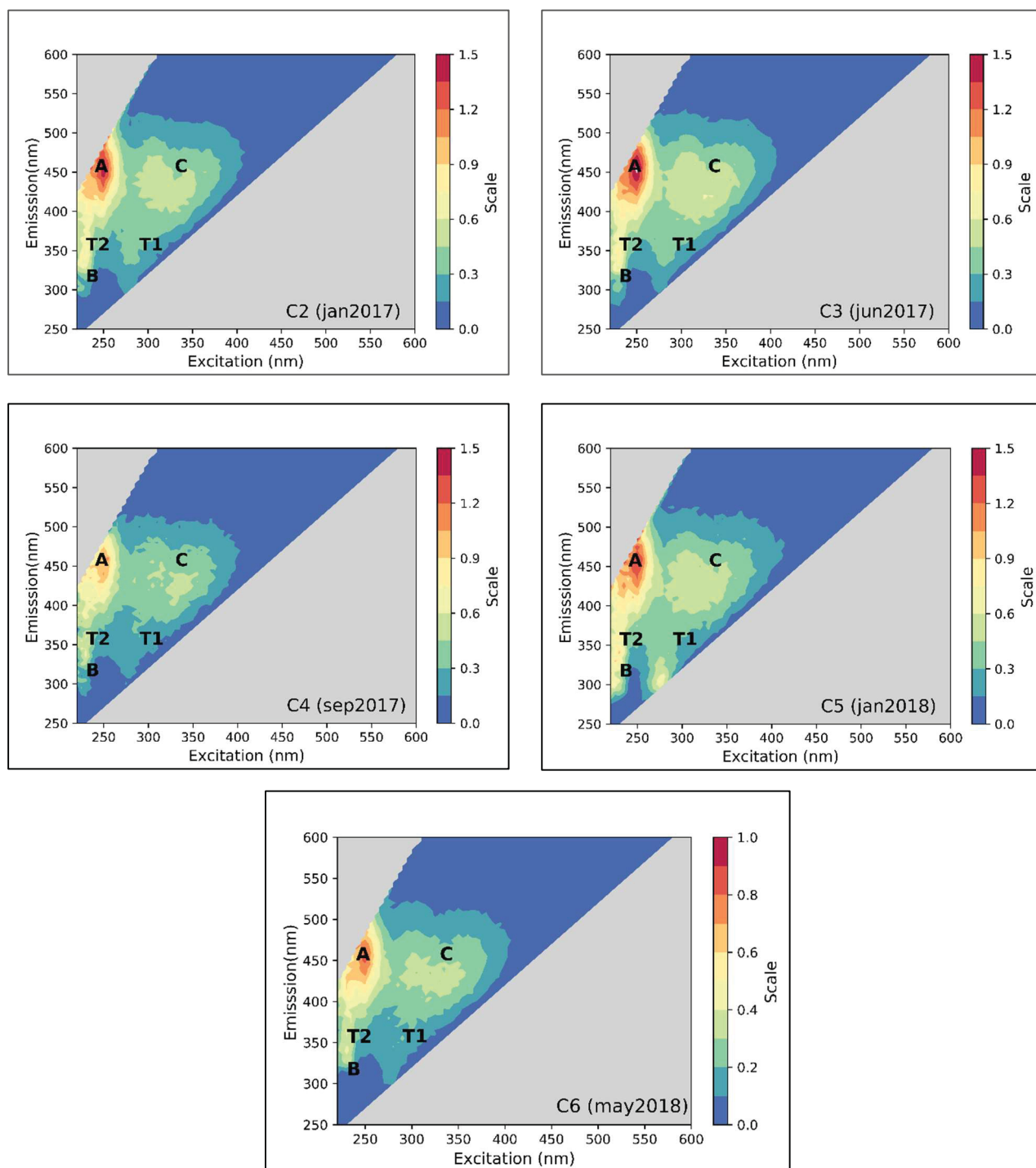
Em geral, os resultados sugerem que as amostras de lixiviado avaliadas têm grau de humificação intermediária, com transições entre estruturas de compostos orgânicos refratários, mas também de substâncias lábeis, como esperado neste tipo de resíduo.

Complementarmente aos parâmetros apresentados anteriormente, também foram analisadas de forma conjunta as concentrações de carbono orgânico dissolvido, a absorbância no ultravioleta visível e o espectro de emissão-excitação de fluorescência. Dessas análises, foram gerados os gráficos de contorno da matriz de emissão-excitação (MEE) (FIGURA 22).

Cada MEE fornece informações espectrais sobre as composições da MOD das amostras de lixiviado. Os espectros fluorescentes, tais como os obtidos, possuem bandas de intensidade distintas que são geralmente atribuídas tanto para fluorescência tipo húmica (Banda A e C), quanto a proteínas (Banda B, T1 e T2) (HOU et al., 2008).

Geralmente, a maior proporção da matéria orgânica no lixiviado possui características refratárias, como substâncias húmicas, por exemplo (KANG et al., 2002; MORAVIA et al., 2013; RENOU et al., 2008; CUI et al., 2016). Esses compostos são difíceis de biodegradar devido à sua complexidade. Portanto, como esperado, a banda A apareceu com maior intensidade em quase todas as amostras, seguida pelas bandas T₂ e B, como pode ser observado na FIGURA 22.

FIGURA 22. MATRIZES DE EMISSÃO-EXCITAÇÃO DE FLOURESCÊNCIA DAS AMOSTRAS DO LIXIVIADO DO RESERVATÓRIO



Nota: A escala de cores indica a intensidade dos bandas de fluorescência (0-200 de intensidade normalizada pela absortividade, COD e banda Raman). Bandas B, T1 e T2 (MO lábil); A e C (MO refratária).

Na TABELA 26 são apresentadas as intensidades em cada banda de fluorescência de todas as amostras de lixiviado.

TABELA 26. VALORES MÁXIMOS DE PICO DE INTENSIDADE DE FLUORESCÊNCIA OBTIDOS NAS MEE

	C2 (Jan/2017)	C3 (Jun/2017)	C4 (Set/2017)	C5 (Jan/2018)	C6 (Mai/2018)
Banda A	1,06	1,14	0,96	1,14	0,67
Banda B	0,37	0,37	0,36	0,66	0,14
Banda C	0,58	0,62	0,55	0,59	0,37
T1	0,33	0,35	0,27	0,42	0,22
T2	0,80	0,81	0,68	0,89	0,41

A Banda A (λ_{ex} = 230 nm/ λ_{em} = 400-500 nm) foi o pico mais intenso, observado em quase todas as amostras, com exceção de C5 (1,06, 1,44, 0,96, 1,14 e 0,67 respectivamente para C2, C3, C4, C5 e C6). Isto indica a presença de compostos aromáticos, que são geralmente classificados como ácidos fúlvicos (COBLE, 1996). No estudo com lixiviado de Zhang (2013) foi identificado picos em uma região similar (λ_{ex} / λ_{em} = 240-260 nm/440-470 nm), o que indicava disponibilidade de substâncias húmicas. Kang et al. (2002) também obtiveram fluorescência intensa em λ_{ex} / λ_{em} = 220-230 nm/340-370 nm e em λ_{ex} / λ_{em} = 320–360 nm /400–470 sugerindo uma deriva de componentes fluorescentes, como matéria orgânica xenobiótica e de frações de maior peso molécula, como MO tipo fúlvica.

Na sequência, o pico T₂ foi o segundo mais intenso. Os valores variaram entre 0,41 – 0,89, sugerindo presença de substâncias lábeis, que são mais facilmente degradadas durante o processo de tratamento anaeróbio, como observado por Cammack et al. (2004) e Elliott et al. (2006). No entanto, os picos B, C e T1 também aparecem na MEE em baixa intensidade. Segundo Yunus et al. (2011), a ocorrência dos múltiplos picos está relacionada aos diferentes compostos orgânicos. Portanto, a análise da MEE sugere que as amostras dos lixiviados estão em uma etapa intermediária de degradação (idade intermediária), ainda alterando compostos lábeis para refratários, já que ao longo do tempo (envelhecimento por lixiviação) é esperado que os picos T₁ e T₂ diminuam suas intensidades

Alguns autores avaliaram MOD de lixiviado e encontraram características semelhantes. Huo et al. (2008) afirmam que MEE de lixiviado de aterros jovens possuem bandas de fluorescência semelhantes à proteína. Para aterros médios e antigos, as principais bandas são de elevadas concentrações de ácidos húmicos e fúlvicos. Xie e Guan (2014) avaliaram o lixiviado de três regiões da China e

observaram nos resultados de espectroscopia de fluorescência que as bandas principais indicavam elevadas concentrações de proteínas e ácidos fúlvicos.

Uma maneira de poder correlacionar os resultados e identificar a refratabilidade da MOD é através da utilização do índice razão de fluorescência (FR), definido por Westerhoff e Anning (2000) que contempla a razão entre a intensidade no comprimento de onda de 450 e 500nm na Em 370 nm (TABELA 27). Se $FR > 1.8$ – fonte lábil, se $FR < 1.5$ fonte mais refratária. Outro índice que pode ser utilizado o HIX (*humification index*), calculado pela razão da soma da intensidade de emissão entre 435 e 480 nm, pela soma da intensidade de emissão de 300-345 nm na excitação Ex 254 nm, que indica o grau de humificação das amostras e o conteúdo de substâncias húmicas.

TABELA 27. RAZÃO DE FLUORESCENCIA DAS AMOSTRAS DE LIXIVIADO

	C2	C3	C4	C5	C6
FR	1,61	2,59	2,11	1,91	2,05
HIX	8,87	9,52	9,17	8,67	7,50

De acordo com a classificação, o FR indicou que as amostras de C3 a C6 possuem características lábeis ($FR > 1,8$), exceto para C2 com FR de 1,61. Já a análise do HIX indicou ordem crescente do grau de humificação $C3 > C4 > C2 > C5 > C6$.

Os resultados obtidos por Aryal et al. (2016) para FR foram 2,41 e 2,05 e para HIX, 8,0 e 11,4 para o lixiviado em estágio I e estágio II, respectivamente. Esses resultados são semelhantes aos valores encontrados neste estudo. O destaque dos autores é que os valores citados indicam uma fracção de matéria orgânica biológica de fácil degradação misturada a componentes de alto peso molecular.

Zhao et al. (2013) também observaram que as duas amostras de lixiviado avaliadas continham uma mistura de componentes lábeis com refratárias e obtiveram FR de 1,89 e 1,70.

Em geral, os resultados sugerem que as técnicas espectroscópicas podem ser usadas como medida rápida e sensível da composição da matéria orgânica dissolvida das amostras de lixiviado. Além disso, a caracterização da MOD associada aos parâmetros COD e BOD, pode fornecer uma caracterização mais detalhada do lixiviado e, conseqüentemente um método de julgamento rápido para escolha do tratamento de lixiviados de aterro sanitário (HUO et al., 2008).

4.2 BIODEGRADAÇÃO ANAERÓBIA

4.2.1 Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia

Os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia da mistura esgoto sanitário e lixiviado bruto foram denominados Ensaio 1 e Ensaio 2 e testaram a adição de lixiviado até 15%. O terceiro (Ensaio 3) e quarto ensaios (Ensaio 4) testaram a adição de lixiviado até 20%, sendo que os resultados foram apresentados a seguir.

Os resultados do volume de CH₄ acumulado e a porcentagem de biodegradabilidade para o delineamento proposto nos Ensaios 1 e 2 estão descritos na TABELA 28. O lixiviado bruto utilizado nos dois ensaios foi o da coleta realizada em janeiro de 2017, apresentando concentração de amônia igual a 2.670 mg L⁻¹.

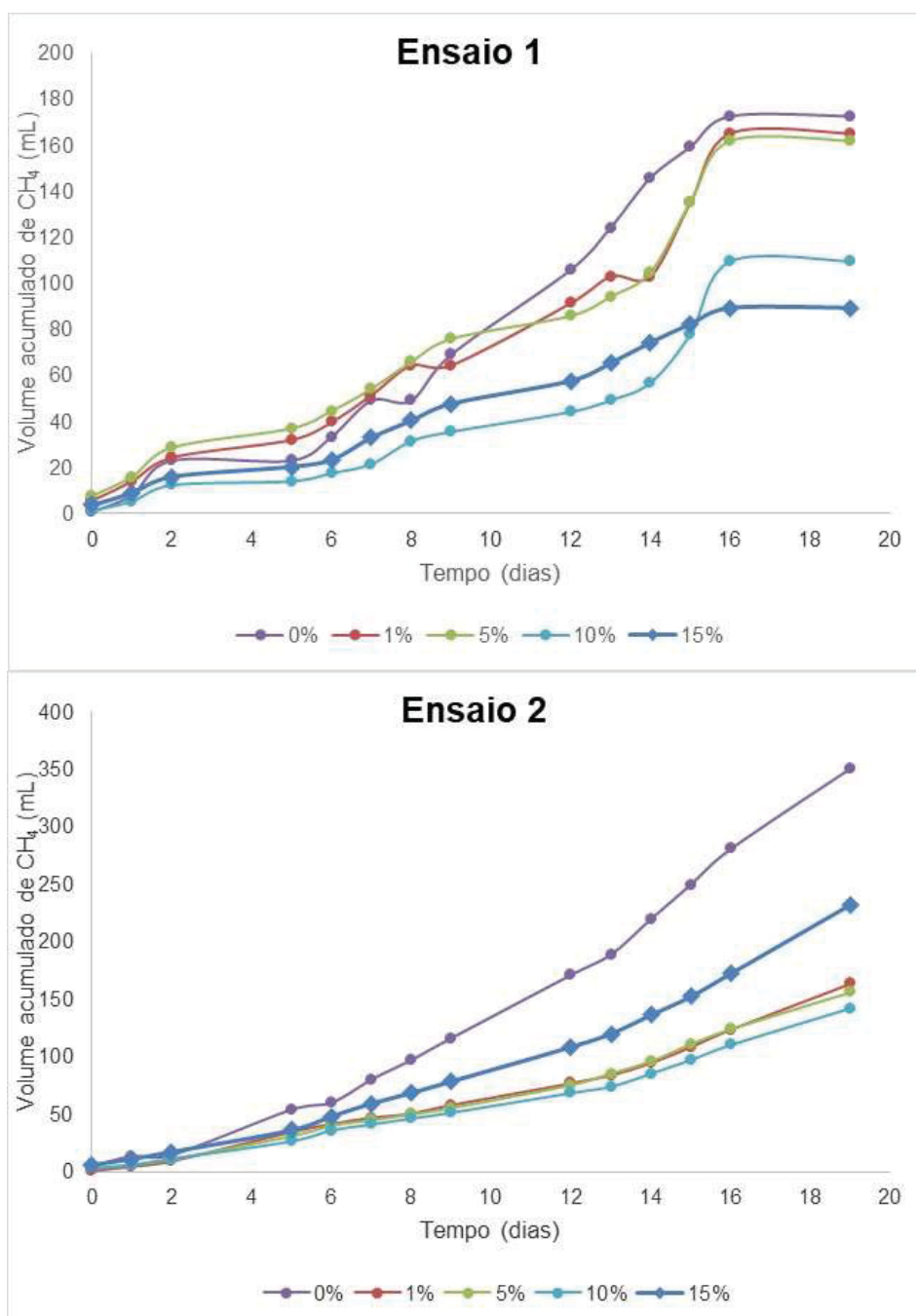
TABELA 28. RESULTADOS DO ENSAIO DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DO TRATAMENTO COMBINADO ENTRE LIXIVIADO BRUTO E ESGOTO SANITÁRIO DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO

Ensaio 1 (Jan/2017)					
Delineamento	Volume acumulado de CH ₄ (mL)	DQO inicial (mg L ⁻¹)**	DQO final (mg L ⁻¹)	Eficiência DQO (%)	Relação A/M
Lodo + Esgoto	172	447	18	96	2,01
Lodo + Esgoto (99%)* + Lixiviado (1%)	164	456	46	90	2,05
Lodo + Esgoto (95%) + Lixiviado (5%)	162	546	140	74	2,46
Lodo + Esgoto (90%) + Lixiviado (10%)	109	709	437	38	3,19
Lodo + Esgoto (85%) + Lixiviado (15%)	75	949	763	20	4,27
Ensaio 2 (Fev/2017)					
Delineamento	Volume acumulado de CH ₄ (mL)	DQO inicial (mg L ⁻¹)**	DQO final (mg L ⁻¹)	Eficiência DQO (%)	Relação A/M
Lodo + Esgoto	350	724	34	95	3,25
Lodo + Esgoto (99%)* + Lixiviado (1%)	163	756	85	89	3,40
Lodo + Esgoto (95%) + Lixiviado (5%)	177	917	417	54	4,12
Lodo + Esgoto (90%) + Lixiviado (10%)	142	1087	680	37	4,89
Lodo + Esgoto (85%) + Lixiviado (15%)	232	1244	574	54	5,60

Nota: *Os valores entre parênteses correspondem a porcentagem que cada efluente que foi adicionado. ** O valor das DQOs é a média da triplicata.

Na FIGURA 23 são apresentados os resultados dos volumes acumulados de CH₄ dos Ensaios 1 e 2 de biodegradabilidade, para um arranjo de codisposição de até 15% de lixiviado no esgoto durante 20 dias de incubação.

FIGURA 23. VOLUME DE CH₄ PRODUZIDO NOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA ENTRE ESGOTO SANITÁRIO E LIXIVIADO BRUTO DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO



Nota: 0%, 1%, 5%, 10% e 15% são as relações de lixiviado bruto no esgoto sanitário.

No Ensaio 1, é possível observar que a degradação biológica se estabilizou antes do vigésimo dia. A biodegradação, apenas do esgoto sanitário, nos dois ensaios, apresentou porcentagem elevada, sendo igual a 96% e 95%, respectivamente. Os ensaios de mistura entre lixiviado bruto e esgoto sanitário, com relações volumétricas de 1 a 5%, apresentaram biodegradabilidade superior a 50%.

Portanto, constatou-se que, mesmo em baixas relações volumétricas, o lixiviado bruto diminuiu a eficiência do tratamento do esgoto sanitário. Por fim, as misturas com relações 10 e 15% apresentaram biodegradabilidades de 38% e 20% para o Ensaio 1 e de 37% e 54% para o Ensaio 2, respectivamente. Esses números evidenciam uma possível inibição das arqueias metanogênicas.

Apesar da eficiência de 54% na mistura lixiviado bruto e esgoto sanitário, com relações volumétricas de 15%, no Ensaio 2, o volume acumulado foi menor (232 mL) em relação ao frasco que continha apenas esgoto e lodo (350 mL). Estudos realizados por Borth (2017) analisaram o processo de codisposição em reator tipo UASB de um esgoto sintético e um lixiviado com aproximadamente 150 mg L^{-1} de amônia. O autor constatou eficiências de remoção de DQO de 74,3% para a relação de mistura igual a 5% e 69,3% para a relação de mistura de 10%.

Foi proposto um delineamento testando porcentagem maior de lixiviado bruto, isto é, até 20% v/v. Os resultados do volume de CH_4 acumulado, bem como a porcentagem de biodegradabilidade dos ensaios, denominados Ensaios 4 e 5, estão descritos na TABELA 29. O lixiviado bruto utilizado no Ensaio 3 foi o da coleta realizada em janeiro de 2017, que apresentava concentração de amônia igual a 1.717 mg L^{-1} . O lixiviado bruto utilizado no Ensaio 4 foi o da coleta realizada em janeiro de 2018, que apresentava concentração de amônia igual a 2.262 mg L^{-1} .

Como apresentado na TABELA 29, no Ensaio 3 as porcentagens da biodegradabilidade tanto do esgoto, quanto das misturas esgoto e lixiviado bruto, obtiveram baixa capacidade de biodegradação. Tal fato pode estar atrelado à concentração de DQO inicial (118 mg L^{-1}), valor abaixo do valor típico para esgoto doméstico (300 mg L^{-1}), segundo Aisse (2000). Esse fato imprimi ao ensaio uma relação A/M muito baixa, variando de 0,06 a 0,4 e, consequentemente, baixa produção acumulada de metano e baixa biodegradabilidade.

TABELA 29. RESULTADOS DO ENSAIO DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DO TRATAMENTO COMBINADO ENTRE LIXIVIADO BRUTO E ESGOTO SANITÁRIO DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO

Ensaio 3 (Mar/2017)					
Delineamento	Volume acumulado de CH ₄ (mL)	DQO inicial (mg L ⁻¹)**	DQO final (mg L ⁻¹)	Eficiência DQO (%)	Relação A/M
Lodo + Esgoto	26	118	72	39	0,53
Lodo + Esgoto (99%)* + Lixiviado (5%)	47	247	158	36	1,11
Lodo + Esgoto (95%) + Lixiviado (10%)	62	377	245	35	1,70
Lodo + Esgoto (90%) + Lixiviado (15%)	71	692	543	21	3,11
Lodo + Esgoto (85%) + Lixiviado (20%)	73	869	710	18	3,91
Ensaio 4 (Mar/2018)					
Delineamento	Volume acumulado de CH ₄ (mL)	DQO inicial (mg L ⁻¹)**	DQO final (mg L ⁻¹)	Eficiência DQO (%)	Relação A/M
Lodo + Esgoto	164	484	46,3	90	2,02
Lodo + Esgoto (99%)* + Lixiviado (5%)	247	894	227,8	75	4,02
Lodo + Esgoto (95%) + Lixiviado (10%)	76	1038	857,3	17	4,67
Lodo + Esgoto (90%) + Lixiviado (15%)	92	1217	990	19	5,48
Lodo + Esgoto (85%) + Lixiviado (20%)	139	1417	1034	27	6,38

Nota: *Os valores entre parênteses correspondem a porcentagem que cada efluente que foi adicionado. ** O valor das DQOs é a média da triplicata

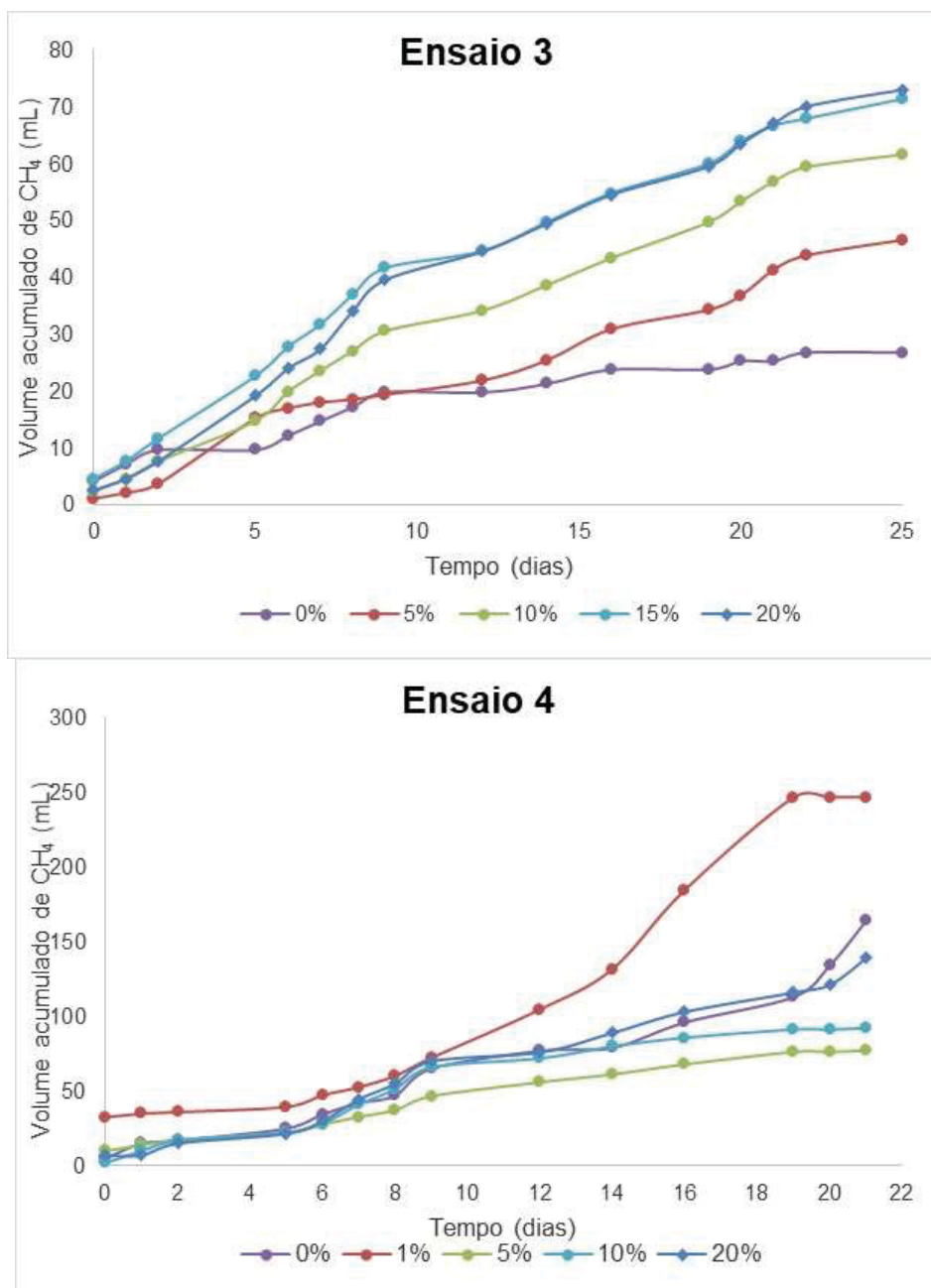
Na FIGURA 24 são apresentados resultados dos Ensaios 3 e 4 de biodegradabilidade através dos volumes acumulados de CH₄, para arranjo de codisposição de até 20% de lixiviado no esgoto durante 20 dias de incubação.

Nas FIGURAS 23 e 24 é possível observar maior produção acumulada de metano no início. Tal fenômeno ocorre, pois, o lodo utilizado está *in natura* e conforme se dá o processo de aclimação a produção decai. Para Ferreira et al. (2006), tais resultados indicam que, no início do ensaio, empregando lodo *in natura*, há um maior número de microrganismos que, mesmo não sendo resistentes à toxicidade, são capazes de degradar a matéria orgânica presente. Com o prosseguimento do teste, tais microrganismos acabam sendo eliminados devido à maior exposição aos compostos tóxicos.

No Ensaio 4 é possível observar que o frasco com esgoto sanitário e o frasco com a mistura de 5% de lixiviado bruto, obtiveram melhor capacidade de degradação, comparada com as outras porcentagens. A produção acumulada de metano foi maior com a mistura de 5% de lixiviado bruto. Contudo, a eficiência foi menor (75%) comparado com o frasco que continha apenas esgoto sanitário (90%). Nesse ensaio os frascos com relações volumétricas acima de 10% apresentaram biodegradabilidade abaixo de 30%. Tal fato se deu por estar associada a DQO do

lixiviado bruto que era de 7.857 mg L^{-1} e NA de $2.262,3 \text{ mg L}^{-1}$, que pode ter sido tóxica para os microrganismos, não favorecendo a degradação.

FIGURA 24. VOLUME DE CH_4 PRODUZIDO NOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA ENTRE ESGOTO SANITÁRIO E LIXIVIADO BRUTO DURANTE 20 DIAS DE INCUBAÇÃO



Nota: 0%, 1 %, 5 %, 10 % e 20% são as relações de lixiviado bruto no esgoto sanitário.

Rietow (2018) realizou ensaios de biodegradabilidade anaeróbia de esgoto sanitário com diferentes concentrações de amônia, e pH de 7,5 constatando que praticamente toda amônia estava na forma ionizada (menos tóxica), com o objetivo de

identificar possíveis concentrações tóxicas e inibitórias. Soluções padrões de amônia foram adicionadas ao esgoto sanitário, de modo que o ensaio viesse a possuir as seguintes concentrações desse parâmetro: 40, 60, 120, 240, 480, 700, 900 e 1.200 mg L⁻¹. Nos resultados foi possível observar diminuição significativa na capacidade de biodegradação a partir de concentrações superiores a 480 mg L⁻¹, apresentando valores médios de 52% de biodegradabilidade.

Em geral, todos os resultados apontaram dificuldades de tratamento nas misturas entre lixiviado e esgoto sanitário superiores a 10%. Resultados semelhantes também foram encontrados por Santos (2009), onde o autor utilizou relações de mistura entre lixiviado e esgoto sanitário, variando de 1 a 10% para tratamento em reator tipo UASB. A concentração de amônia no lixiviado em questão era de 1.747 mg L⁻¹. Para as relações de mistura até 2,5%, o autor não identificou efeitos adversos no tratamento. Entretanto, nas relações entre 2,5 e 5% foram constatados efeitos negativos significativos e acima de 10% a alternativa de mistura foi considerada altamente tóxica.

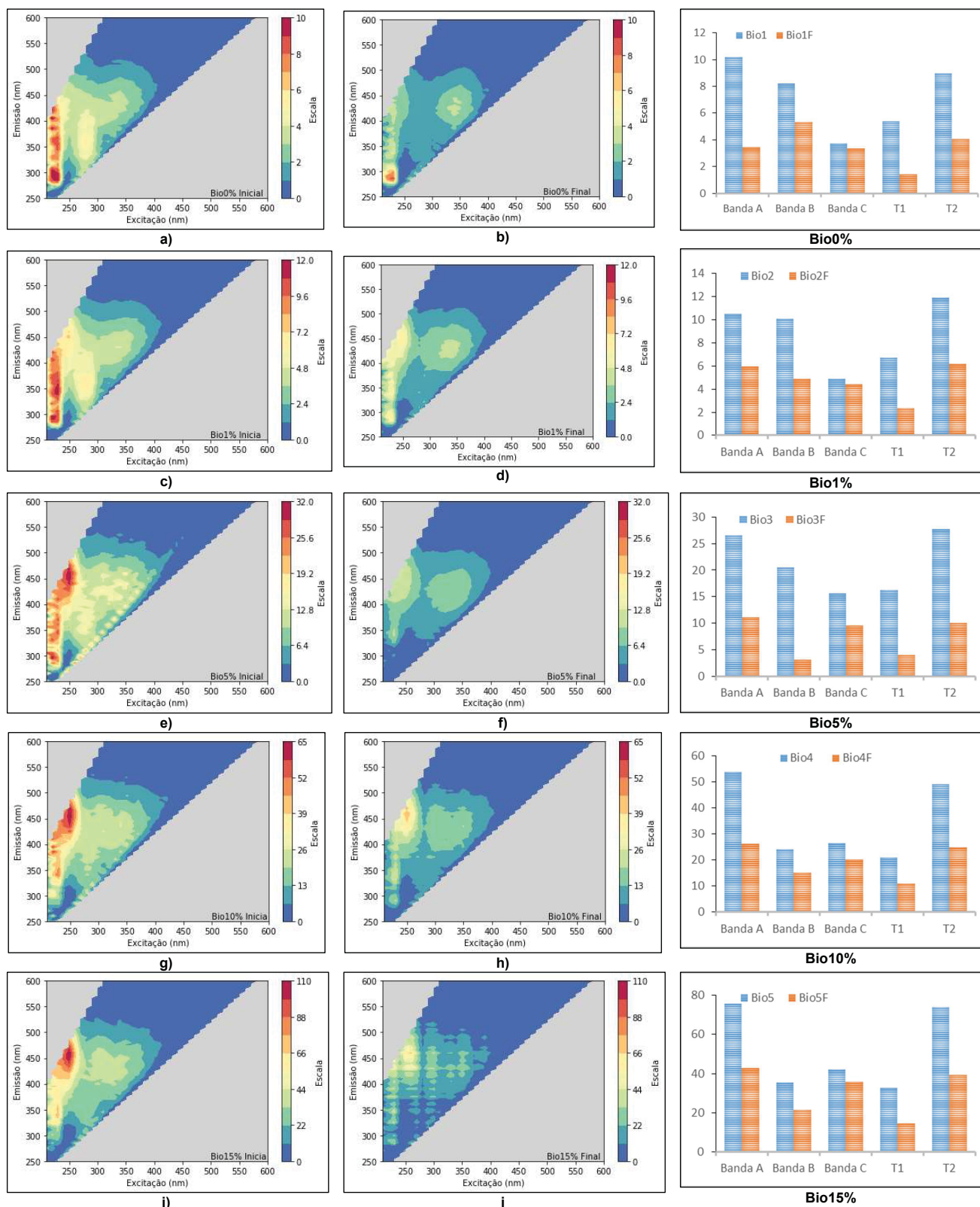
A fim de corroborar com os resultados obtidos nos ensaios de biodegradabilidade, foram utilizadas técnicas de espectroscopia para contribuir com a caracterização quantitativa da MOD.

4.2.1.1 Avaliação qualitativa da MOD no Ensaio de Biodegradabilidade

Em paralelo com o Ensaio 1 e Ensaio 3 de biodegradabilidade, foi coletada amostra no início do ensaio e após o período de incubação, isso é, aproximadamente 20 dias, para avaliar as modificações ocorridas na MOD das misturas de esgoto com lixiviado bruto. Os resultados são apresentados nas FIGURAS 25 e 26 através das matrizes de emissão-emissão (MEE), em que as diferentes cores representam as diferenças nas intensidades de emissão-excitação de fluorescência para as amostras coletadas.

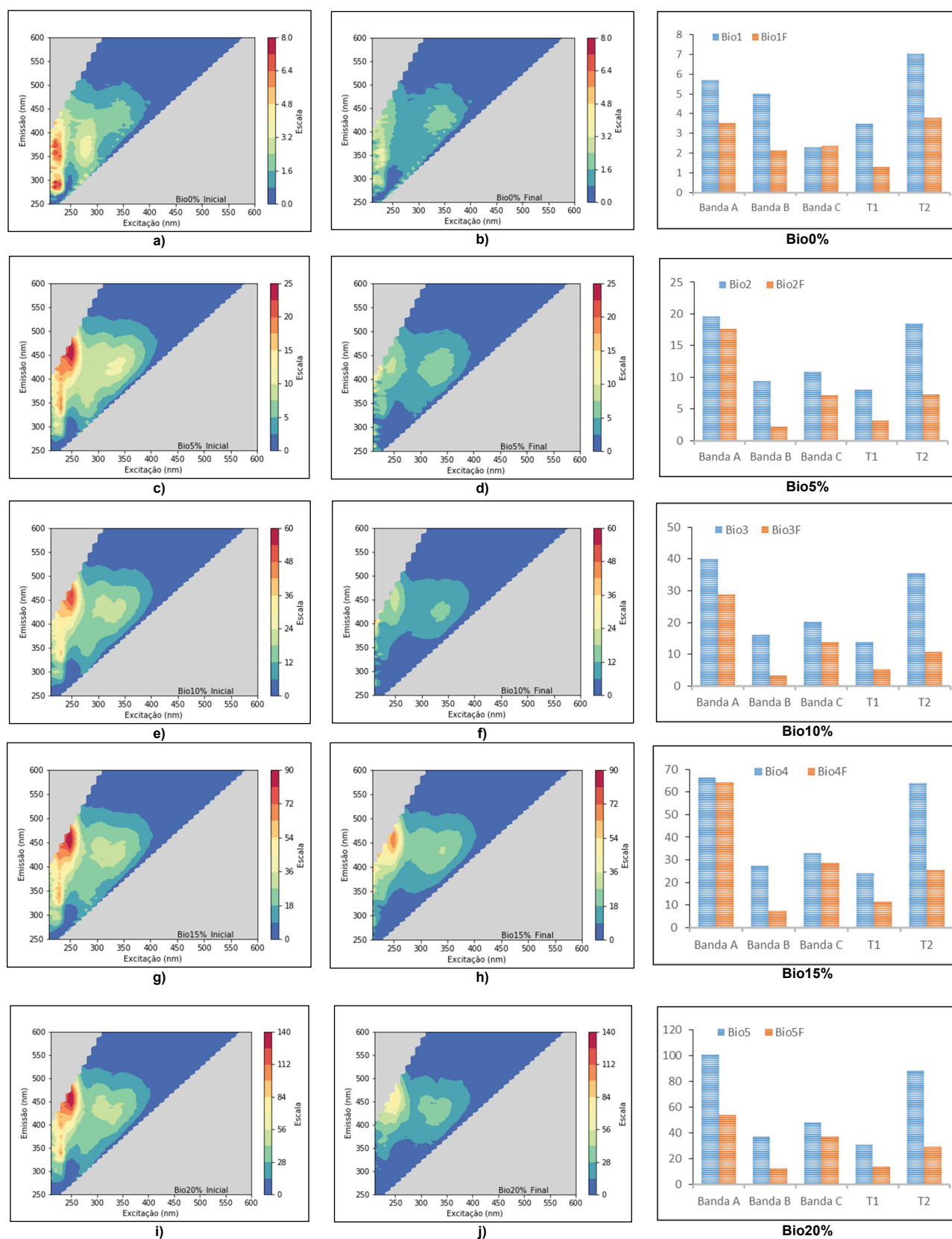
Ainda através do ensaio de fluorescência, extraiu-se os dados de intensidade das bandas, apresentados ao lado das MEE, com os respectivos percentuais de redução em cada caso.

FIGURA 25. MATRIZ DE EMISSÃO-EXCITAÇÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO 1 DE BIODEGRADABILIDADE INICIAL (A, C, E, G, I) E APÓS 20 DIAS, FINAL (B, D, F, H, J).



Nota: Ensaio de biodegradabilidade com o lixiviado de jan/2017. As amostras iniciais são (a, c, e, g, i) e finais (b, d, f, h, j). O fator de diluição foi de 10x para as amostras (a, b, c, d, e) e de 50x para as amostras (g, h, i, j).

FIGURA 26. MATRIZ DE EMISSÃO-EXCITAÇÃO DE FLUORESCÊNCIA PARA O ENSAIO 3 DE BIODEGRADABILIDADE INICIAL (A, C, E, G, I) E APÓS 20 DIAS, FINAL (B, D, F, H, J).



Nota: Ensaio de biodegradabilidade com o lixiviado de jan/2017. As amostras iniciais são (a, c, e, g, i) e finais (b, d, f, h, j). O fator de diluição foi de 10x para as amostras (a, b, c, d, e) e de 50x para as amostras (g, h, i, j).

As FIGURAS 25 e 26 correspondem aos resultados dos Ensaio 1 e 3 de biodegradabilidade que tiveram delineamento diferentes. Ou seja, o Ensaio 1 testou porcentagem até 15% e o Ensaio 3 porcentagens de até 20%. Complementarmente, na TABELA 30 são apresentados os picos obtidos e as reduções das concentrações das diferentes frações de MO das amostras iniciais e finais do período de incubação.

TABELA 30. RESUMO DOS INTENSIDADES DOS PICOS E EFICIÊNCIAS OBTIDAS NOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA

ENSAIO 1								
		Banda A	Banda B	Banda C	T1	T2	DQO (mg L ⁻¹)	COD (mg L ⁻¹)
0%	Bio1	10,2	8,2	3,7	5,4	8,9	447,0	53,04
	Bio1f	3,4	5,3	3,4	1,4	4,0	18,0	21,31
	Eficiência (%)	66,3	34,9	9,1	73,7	54,8	96,0	59,8
2%	Bio2i	10,51	10,09	4,90	6,75	11,94	456,0	56,36
	Bio2f	5,96	4,87	4,41	2,33	6,21	46,0	31,66
	Eficiência (%)	43,3	51,7	9,9	65,5	48,02	89,9	43,8
5%	Bio3i	26,5	20,6	15,6	16,3	27,8	546,0	102,0
	Bio3f	11,1	3,1	9,5	4,0	10,0	140,0	46,6
	Eficiência (%)	58,0	84,8	39,3	75,2	63,91	74,4	54,3
10%	Bio4i	53,7	24,2	26,6	21,0	49,1	709,0	142,8
	Bio4f	26,1	15,2	20,0	11,0	24,8	437,0	81,0
	Eficiência (%)	51,3	37,0	24,6	47,9	49,5	38,4	43,3
15%	Bio5i	75,8	35,3	42,0	32,6	73,8	949,0	238,4
	Bio5f	43,0	21,4	35,7	14,5	39,5	763,0	115,5
	Eficiência (%)	43,3	39,4	15,0	55,4	46,5	19,6	51,6
ENSAIO 3								
		Banda A	Banda B	Banda C	T1	T2	DQO (mg L ⁻¹)	COD (mg L ⁻¹)
0%	Bio1	5,7	5,0	2,3	3,5	7,1	118,0	35,8
	Bio1f	3,5	2,1	2,4	1,3	3,8	72,0	16,9
	Eficiência (%)	38,1	57,2	-2,6	63,0	46,0	39,0	52,8
5%	Bio2i	19,6	9,3	10,9	8,0	18,4	247,0	65,84
	Bio2f	17,6	2,2	7,2	3,2	7,3	158,0	45,3
	Eficiência (%)	10,2	76,1	33,9	60,3	60,42	36,0	31,2
10%	Bio3i	39,9	16,2	20,3	13,7	35,5	377,0	103,9
	Bio3f	28,9	3,3	13,8	5,2	10,7	245,0	63,2
	Eficiência (%)	27,6	79,4	32,1	61,9	69,79	35,0	39,2
15%	Bio4i	66,3	27,5	32,8	24,1	63,9	692,0	173,3
	Bio4f	64,3	7,5	28,5	11,4	25,5	543,0	97,0
	Eficiência (%)	3,0	72,9	13,1	52,8	60,0	21,5	44,1
20%	Bio5i	100,5	37,1	48,5	30,7	88,4	869,0	218,5
	Bio5f	54,1	12,3	37,3	14,3	29,1	710,0	152,9
	Eficiência (%)	46,2	66,9	23,1	53,6	67,1	18,3	30,0

Nas amostras com a combinação esgoto e lodo, no início do ensaio (FIGURA 25a, 26a), é possível observar elevada intensidade nas bandas que indicam a matéria orgânica lábil nas bandas B, T1 e T2, isto é, região de Em/Ex (310-350, 250-290). Quando se observa na FIGURA 25b e 26b o fim do período de incubação, é possível identificar diminuição de intensidade nas bandas. O maior decaimento observado foi na T1, sendo de 74% e 63% para os ensaios 1 e 3, respectivamente, o que indica, portanto, que ocorreu degradação do material lábil.

Os trabalhos de Cammack et al. (2004) e Elliott et al. (2006) mostraram que a fluorescência do pico T está diretamente associada ao estágio de crescimento das comunidades bacterianas. Por esta razão, acredita-se que o pico T é uma fração mais instável de MOD que é preferencialmente degradadas no processo de tratamento.

Nas mesmas amostras foi possível observar que a intensidade da banda A estava na mesma proporção, indicando presença de MO refratária. Contudo, a intensidade decaiu 66% e 38% nos ensaios 1 e 3. No final do período de incubação as bandas mais intensas eram a B para o ensaio 1 e T2 para o ensaio 3. A Banda C no ensaio 3 foi negativa. De acordo com Kramer et al. (2016), isso demonstra emissão da fluorescência dos compostos mais refratários (substâncias húmicas) que após o tratamento pode ficar mais intenso. Vale ressaltar que as modificações que ocorrem no material mais refratário, isto é, bandas A e C, não indicam tratamento, mas que pode ser indicativo da degradação de compostos mais refratários, originando moléculas mais lábeis, que são consumidas posteriormente.

Nas amostras com combinação de esgoto, lodo e 1% de lixiviado, foi verificado o Ensaio 1 obteve comportamento muito similar ao ensaio só com esgoto e lodo. Isto é, obteve um maior decaimento nas intensidades das bandas que indicam MO mais lábil, banda B, T1 e T2, sendo de 52%, 65% e 48%, respectivamente.

Nos experimentos com 5% e 10% de lixiviado (FIGURA 25 e, g; Figura 26 c, e) assemelham-se no destaque na intensidade da banda A e T2, região refratária e lábil, respectivamente. Na região de difícil degradação, a diminuição pode ser por diferentes fatores, como sedimentação e modificações na matéria orgânica mais refratária. Ressaltando que há aumento nas intensidades das bandas, aproximadamente 25% entre os experimentos com 5% e 10% de lixiviado.

Porém, quando se analisa as amostras finais, notam-se diferenças. Na amostra final com 5% de lixiviado, houve grande consumo em todas as bandas,

diminuindo consideravelmente as intensidades. Mas, no experimento com 10% de lixiviado, a matéria recalcitrante ainda permaneceu, diminuindo menos de 30% da sua intensidade.

No ensaio 1 com 15% de lixiviado (FIGURA 25i), as concentrações de COD apresentaram maiores valores, chegando a 250 mg L^{-1} , com destaque para as intensidade nas bandas A, C e T2, contendo substâncias húmicas, fúlvicas e proteínas do tipo triptofano. As maiores remoções ocorreram em T1 (55%) e T2 (47%) para bandas de matérias mais lábeis, permanecendo intensidades nas bandas mais refratárias.

No ensaio 3 com 15% de lixiviado (Figura 26 g, h) as bandas A e C tiveram modificações abaixo de 13%, indicando que o material mais refratário permaneceu praticamente inalterado durante o ensaio de biodegradabilidade. Ainda no mesmo ensaio, mas na Etapa com 20% de lixiviado, é possível observar redução em todas as bandas (Figura 26 i, j), mas a eficiência de DQO e COD são baixas, podendo indicar baixa biodegradabilidade da MOD.

Yunos et al. (2012) avaliando a biodegradabilidade aeróbia em lixiviado, também observaram baixa redução das intensidades de fluorescência nas bandas que indicam material tipo húmico e tipo fúlvico em comparação com compostos semelhantes a proteína.

O que se pode destacar é que, nos experimentos com porcentagem acima de 10% de lixiviado, no final do período de incubação, houve redução de intensidade em todas as bandas, com maiores reduções para as bandas B, T1 e T2. Contudo, é possível ver ainda grandes intensidades nas bandas A e C nas MEE, ou seja, quanto maior a adição do lixiviado, maior será a presença de material refratário.

Os resultados de espectroscopia de fluorescência podem ser correlacionados com a tendência geral observada na redução percentual de DQO e COD. Isso nos permite concluir que, ao adicionarmos uma porcentagem maior de lixiviado, também será aumentada a concentração de compostos com mais anéis aromáticos e maior peso molecular, dificultando a remoção dos compostos com estruturas mais simples, pois essas não ficam biodisponíveis.

4.2.2 Ensaio da DQO inerte

Na presente pesquisa foram realizados ensaios de DQO inerte no esgoto sanitário (apenas uma vez) e no lixiviado sempre que novas coletas eram realizadas no aterro sanitário. Os ensaios de DQO inerte anaeróbia, apresentados na TABELA 25, são referentes ao esgoto sanitário bruto da ETE Padilha e, às coletas dos lixiviados realizadas em março de 2016, janeiro de 2017, junho de 2017, setembro de 2017 e janeiro e maio 2018.

TABELA 31. RESULTADOS DOS ENSAIOS DE DQO INERTE ANAERÓBIA DO ESGOTO BRUTO E DO LIXIVIADO.

Data da coleta do lixiviado	DQO inicial das amostras (mg L ⁻¹)	DQO final lixiviado (mg L ⁻¹)	DQO final glicose (mg L ⁻¹)	DQO inerte (mg L ⁻¹)	DQO inerte (%)	K _{25°C} (d ⁻¹)	K _{20°C} (d ⁻¹)
Esgoto	470 (20)	63 (3)	25 (2)	38 (2)	7,9 (0,4)	0,0752	0,0653
mar/2016	3.150 (155)	1.452 (32)	342 (11)	1.100 (120)	35,2 (3,5)	0,0228	0,0203
jan/2017	2.966 (310)	1.711(180)	264 (85)	1.446 (216)	46,4 (4,5)	0,0142	0,0124
jun/2017	2.700 (80)	1.152 (27)	215 (14)	937 (78)	34,7 (4,2)	0,0284	0,0265
set/2017	4.800 (54)	1.920 (44)	197 (8)	1.723 (138)	35,9 (4,7)	0,0305	0,0266
jan/2018	7.810 (326)	3.828 (0)	2.746 (152)	1.082 (107)	13,7 (1,5)	0,0214	0,0186
mai/2018	4.408 (191)	3.244 (87)	1.583 (41)	1.994 (201)	45,2 (2,6)	0,0065	0,0056

Nota: temperatura do ensaio 25,9 °C.

A DQO inerte do esgoto foi de 7,9% (0,4). A caracterização da fração não biodegradável do esgoto tem como objetivo comparar com a DQO inerte do lixiviado, pois, posteriormente, com a mistura, esse valor irá alterar. Valores aproximados foram obtidos por Vázquez-Mejía et al. (2013) que avaliaram a DQO inerte solúvel de duas ETEs do México. Os autores obtiveram valores de 10% para DQO de 482 (45) mg L⁻¹ e de 17% para DQO de 503 (75) mg L⁻¹.

A DQO inerte anaeróbia dos lixiviados coletados variaram de 1.994 a 937 mg L⁻¹, ou seja, de 46,4% a 13,7%. Com exceção da coleta de Jan/2018, as frações de DQO inerte encontradas demonstram a elevada concentração de compostos refratários presentes nos lixiviados coletados. Segundo Tatsi et al. (2001), tais compostos podem ser relacionados às substâncias húmicas e, também, com outras espécies complexas que resultam da condensação de núcleos aromáticos. Alguns desses valores estão próximos aos obtidos por Moravia et al. (2013), sendo de 40% de DQO inerte para lixiviados de aterros sanitários brasileiros, confirmando a elevada

concentração de compostos refratários nesses efluentes, comparados ao deste estudo.

Na FIGURA 27 são apresentados os ensaios de DQO inerte anaeróbia com a curva e a constante de decaimento, considerando o reator de batelada e empregando cinética de primeira ordem, corrigindo para temperatura de 20 °C.

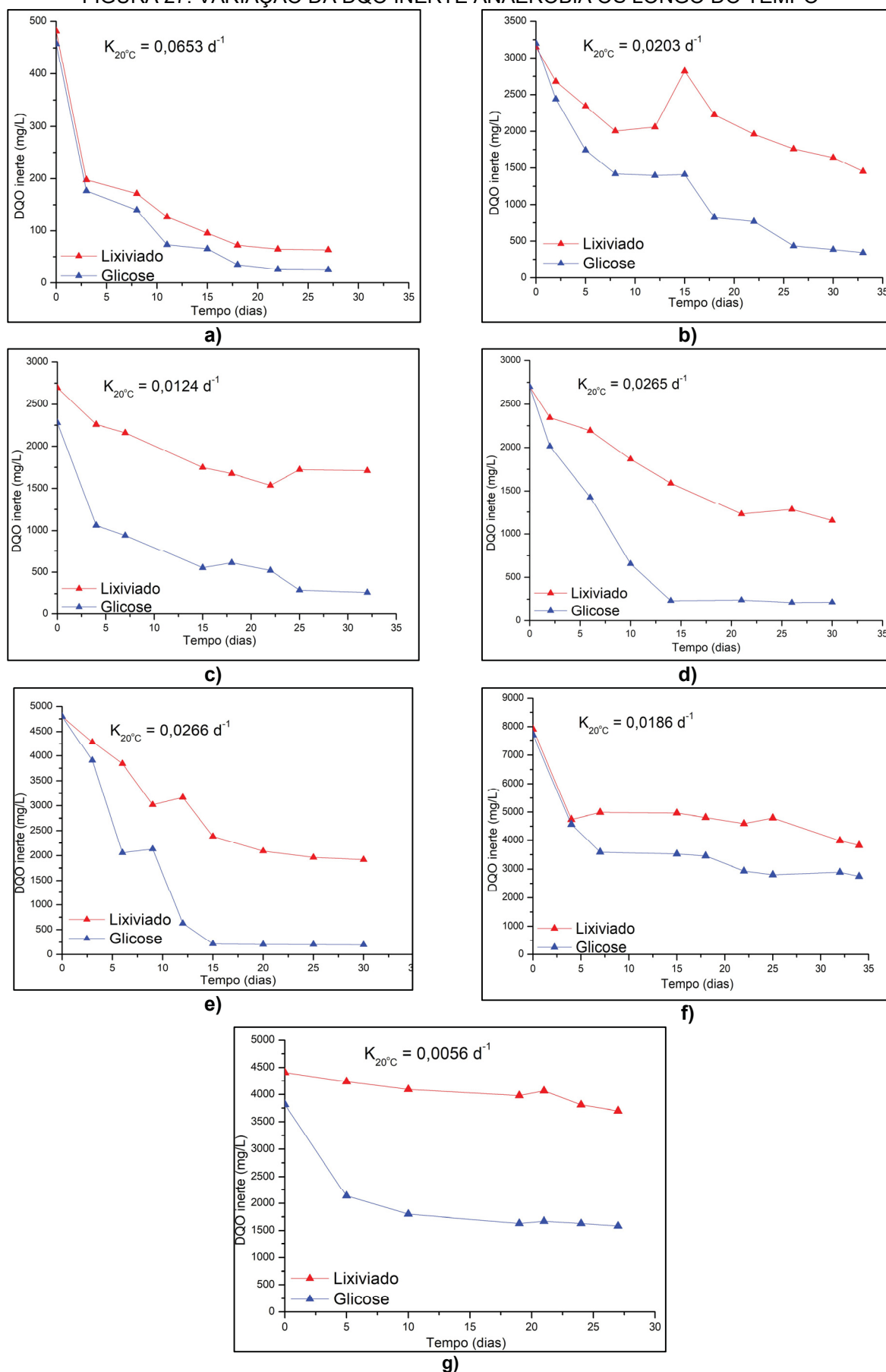
É possível observar nas imagens da FIGURA 27 o decaimento da DQO biodegradável a partir dos primeiros dias de ensaio, mesmo sem aclimação prévia do lodo empregado como inóculo é justificado por Amaral et al. (2008), que além da fração biodegradável do lixiviado ser semelhante à matéria orgânica do esgoto, o ensaio empregando lodo *in natura* há maior número de microrganismos que, mesmo não sendo resistentes à toxicidade, são capazes de degradar a matéria orgânica presente.

Nota-se nas análises de DQO inerte do lixiviado, das coletas de março de 2016 e setembro de 2017, elevação da DQO biodegradável a partir de determinado tempo de ensaio. De acordo com Moravia (2010), tal fato pode ser atribuído à produção de Produtos Microbianos Solúveis (SMP) associados ao mecanismo de decaimento endógeno e lise celular. Segundo Chernicharo (2016), a lise celular é iniciada quando a relação alimento/microrganismo (A/M) é muito baixa, sendo ocasionada pela limitação de substrato devido ao aumento da biomassa ativa no processo de degradação.

Estudos realizados por Amaral et al. (2006) em um lixiviado, com valor de DQO igual a 2.587 mg L⁻¹ e DBO de 60 mg L⁻¹ (DBO/DQO de 0,023), apresentaram valores de DQO inerte anaeróbia próxima de 40%. Os autores ainda realizaram o ensaio sob condições aeróbias e constataram uma fração de DQO inerte aeróbia igual a 45%. Os resultados apontaram que a fração do lixiviado refratária à degradação aeróbia é a mesma que àquela refratária à degradação anaeróbia (GOURDON et al, 1992). A pequena diferença entre os resultados pode ser atribuída à melhor adaptação dos microrganismos anaeróbios, pelo fato do lixiviado já estar sob condições anaeróbias dentro das células no aterro.

Bilgili et al. (2008) também avaliaram a DQO inerte solúvel de lixiviado do aterro sanitário de Odayeri (Istambul, Turquia) e obtiveram valores de 40% e 30% em reatores aeróbios e anaeróbios, respectivamente. A razão dessa diferença é que os reatores aeróbios geraram mais produtos microbianos.

FIGURA 27. VARIAÇÃO DA DQO INERTE ANAERÓBIA OS LONGO DO TEMPO



Nota: a) Esgoto; Lixiviado Coleta: b) mar/2016; c) jan/2017; d) jun/2017; e) set/2017, f) jan/2018 e g) mai/2018.

Baettker et al. (2016) obtiveram DQO inerte anaeróbia de 35% em um lixiviado obtido de aterro sanitário, localizado no litoral do Paraná, com DQO de 3.895 mg L⁻¹, concentração de amônia igual a 3.000 mg L⁻¹, obtendo valores de DQO inerte anaeróbia, próximos de 35%. Galvão (2017) também realizou ensaios de DQO inerte anaeróbia em um lixiviado, pré-tratado por arraste de amônia, com DQO de 600 mg L⁻¹. Os resultados apontaram uma DQO inerte anaeróbia igual a 83%, evidenciando a elevada recalcitrância e dificuldade de um tratamento biológico para esse lixiviado. Lange e Amaral (2009) realizaram ensaios de DQO inerte anaeróbia em lixiviado com DQO igual a 2.374 mg L⁻¹. Após o término das análises os autores constataram DQO inerte da ordem 53%.

Os valores de DQO inerte anaeróbia encontradas estão relacionados à tratabilidade do lixiviado, representada pela relação DBO/DQO, sugerindo que esses efluentes com estas características, demandam tratamento por processos biológicos combinados com processos físico-químicos.

O valor da constante cinética de decaimento obtido nos ensaios de DQO inerte anaeróbia para o esgoto foi de 0,0653 d⁻¹. Os valores desta constante, utilizando-se o parâmetro DBO, obtidos na literatura, são 0,30 - 0,40 para esgotos brutos tratados em lagoas facultativas primárias (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2015). A lagoa facultativa primária é utilizada em outros arranjos de tratamento em substituição a Lagoa anaeróbia, considerada equivalente ao tanque de armazenamento utilizado no presente estudo.

Já os valores das constantes cinéticas de decaimento, obtidos para as amostras de lixiviado bruto, variaram de 0,056 a 0,0124 d⁻¹. Pode-se observar baixa variação na degradação da matéria orgânica mesmo nos casos em que a DQO era mais elevada. Os ensaios de DQO inerte, abrangendo os estudos das constantes cinéticas de decaimento, podem servir como base para dimensionamento de sistemas de tratamento de lixiviados.

4.2.3 Curva de decaimento do monitoramento temporal

Foi realizado o monitoramento temporal do lixiviado bruto no reservatório para os parâmetros descritos na TABELA 32. Os valores apresentados à média dos valores medidos. O decaimento detalhado foi avaliado para os parâmetros DQO, DBO e NA.

A avaliação do monitoramento do reservatório de lixiviado é decorrente do longo período de armazenamento e o objetivo foi identificar as possíveis mudanças nas propriedades físico-químicas do lixiviado armazenado que era utilizado no processo de codisposição no reator UASB tratando esgoto sanitário. Os parâmetros que mais influenciaram foram DQO, DBO, NA, pH e temperatura.

TABELA 32. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO ARMAZENADO.

Parâmetros	jan- jun/2017	jun-set/2017	set-jan/2018	jan-abr/2018	Mai-jul/2018
	C2 (N=18)**	C3 (N=7)	C4 (N=7)	C5 (N=10)	C6 (N=5)
T (°C)*	24,5 (1,9)	20,8 (1,7)	22,1 (1,9)	23,5 (0,7)	
DBO (mg L ⁻¹)	903 (427)	636 (371)	998 (244)	3.188 (3.032)	1.960 (414)
DQO (mg L ⁻¹)	3.167 (841)	2.527 (601)	4104 (881)	6.592 (3.032)	5.980 (965)
DBO/DQO	0,27 (0,1)	0,24 (0,10)	0,24 (0,01)	0,45 (0,17)	0,33 (0,04)
Cond. µS cm ⁻¹)	-	-	42.356 (6.968)	19.621 (7.095)	42.910 (14.644)
Cor Ap. (uT)	-	-	3.750 (750)	2.333 (125)	3.200 (758)
pH	7,8 -8,5	8,1 - 8,6	8,1 - 8,2	7,9 - 8,5	8,2 - 8,4
AT (mg L ⁻¹)	9.379 (2750)	6.327 (7207)	10.787 (2448)	6.724 (1.810)	12.035 (979)
ST (mg L ⁻¹)	13.176 (3014)	9.698 (2.210)	11.830 (613)	10.127 (1.842)	21.537 (5.451)
SFT (mg L ⁻¹)	9.768 (2043)	6.861 (1983)	8.922 (409)	6.526 (1.021)	15.289 (3.998)
SVT (mg L ⁻¹)	3.408 (1625)	2.837 (250)	2.907 (304)	3.511 (1255)	6.248 (1.480)
SST (mg L ⁻¹)	-	189 (47)	412 (149)	395 (294)	651 (197)
NA (mg L ⁻¹)	1.714 (583)	1.430 (978)	2.767 (637)	2.767 (637)	2.509 (297)

Nota: * T é a temperatura do ar (média diária) obtida na própria ETE próximo ao aparato experimental. ** N= número de amostras.

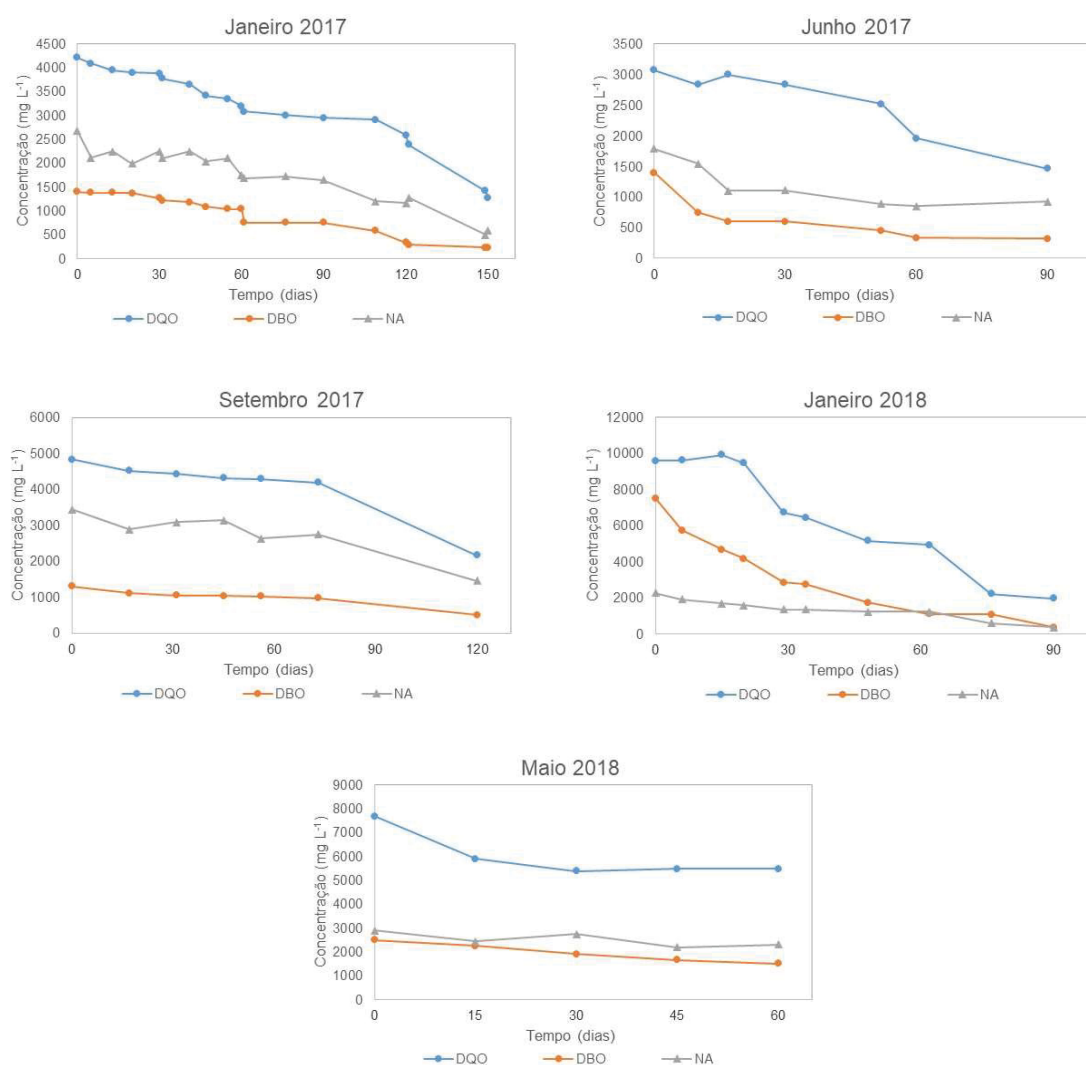
O lixiviado coletado em janeiro de 2017 ficou armazenado por um período de aproximadamente 150 dias. O valor de pH aumentou de 7,8 para 8,5. A temperatura média durante o período foi de 24,5 (1,9) °C, o que pode ter contribuído para as elevadas remoções dos demais parâmetros analisados. O lixiviado coletado em Junho de 2017 ficou armazenado por um período de aproximadamente 90 dias, a variação do pH foi de 8,1 - 8,6 e a temperatura média durante o período foi de 20,8 (1,7) °C.

O lixiviado coletado em setembro de 2017 ficou armazenado por um período de aproximadamente 120 dias, o valor de pH teve pouca alteração, ficando entre 8,1 - 8,2, com temperatura média durante o período de 22,1 (1,9) °C. O lixiviado coletado em Janeiro de 2018 ficou armazenado por um período de aproximadamente 90 dias, a variação do pH foi de 7,9 - 8,5, com temperatura média durante o período de 23,5 (0,7) °C. E o lixiviado coletado em Maio de 2018 ficou armazenado por um período de aproximadamente 60 dias, a variação do pH foi de 8,2 - 8,4, com temperatura média durante o período de 20,5 (0,7) °C.

Na FIGURA 28 é possível visualizar o comportamento temporal da DQO, DBO e NA durante o período de armazenamento dos lixiviados. O armazenamento do

lixiviado acarretou na redução da concentração de NA em todas as coletas, sendo a redução de 78% na coleta de Jan/17, 48% na coleta de Jun/17, 58% na coleta de Set/17, 84% na coleta de Jan/18 e 20% na coleta de Mai/18.

FIGURA 28. COMPORTAMENTO TEMPORAL DA DQO, DBO E AMÔNIA DOS LIXIVIADOS ARMAZENADOS



É possível observar na FIGURA 28 que o tempo de armazenamento influencia na degradação dos parâmetros avaliados, contudo a temperatura também é um fator muito importante, pois o decaimento foi menor nos meses mais frios como junho, setembro e maio.

Para avaliar o comportamento do decaimento da matéria orgânica do lixiviado proveniente de aterro sanitário, foram calculado os valores de decaimento da matéria

orgânica observada nas coletas de Jan/17, Jun/17, Set/17, Jan/18 e Mai/18, apresentado na TABELA 33.

Com tempo de armazenamento acima de 90 dias, o decaimento dos valores de DQO do lixiviado bruto armazenado foi acima de 52%, chegando a 80%. E para os valores de DBO, o valor do decaimento foi ainda mais alto, sendo de 62% a 95%. Já com decaimento no período de 60 dias, como no caso do lixiviado de mai/18, as eficiências em termos de DQO e DBO foram de 30% e 40%, respectivamente.

TABELA 33. DECAIMENTO DA MATÉRIA ORGÂNICA (DQO E DBO) PARA A COLETA DE LIXIVIADO

DQO	Período (d)	T (°C)		DQO inicial (mg L ⁻¹)	DQO final (mg L ⁻¹)	Eficiência (%)	K _T (d ⁻¹)	K ₂₀ (d ⁻¹)
		min	máx					
Jan/17	0 - 150	20,8	24,6	4.213	1.272	70	0,0080	0,0074
Jun/17	0 - 90	18,5	19,3	3.078	1.465	52	0,0082	0,0085
Set/17	0 - 120	21,1	22,8	4.829	2.164	55	0,0067	0,0064
Jan/18	0 - 90	24,5	25,8	9.569	1.950	80	0,0177	0,0162
Mai/18	0 - 60	19,6	21,2	7.673	5.477	30	0,0056	0,0055
DBO	Período (d)	T (°C)		DBO inicial (mg L ⁻¹)	DBO final (mg L ⁻¹)	Eficiência (%)	K _T (d ⁻¹)	K ₂₀ (d ⁻¹)
		min	máx					
Jan/17	0 - 150	20,8	24,6	1.400	217	85	0,0124	0,0116
Jun/17	0 - 90	18,5	19,3	1.400	317	77	0,0165	0,0170
Set/17	0 - 120	21,1	22,8	1.300	500	62	0,0080	0,0076
Jan/18	0 - 90	24,5	25,8	7.500	367	95	0,0335	0,0308
Mai/18	0 - 60	19,6	21,2	2.500	1500	40	0,0085	0,0084

Nota: Temperatura média.

Os resultados indicam que os valores de K nos lixiviados obtiveram amplitude de 0,008 a 0,017 e 0,031 na quarta batelada, utilizando-se o parâmetro DBO. E a amplitude do coeficiente de remoção da DQO foi 0,005 a 0,016, inferior ao K obtido para o parâmetro DBO. Associa-se este fenômeno ao fato de que os lixiviados possuem uma alta concentração de matéria orgânica, com uma parcela orgânica refratária, reduzindo desta forma a velocidade de degradação da fração biodegradável. Os elevados valores do NA também podem ter interferido nesta degradação.

Vale ressaltar que, apenas com o armazenamento do lixiviado já ocorre a degradação de parcela significativa da MO biodegradável, podendo assim ficar apenas a MO refratária disponível.

Sendo assim, além das análises pelas variáveis convencionais, consideradas insuficientes para se conhecer o lixiviado em um grau de detalhamento, foi realizada a caracterização qualitativa da MOD presente no lixiviado do reservatório no decorrer do tempo, que são apresentadas no próximo item.

4.2.3.1 Avaliação qualitativa da MOD no Ensaio de Biodegradabilidade

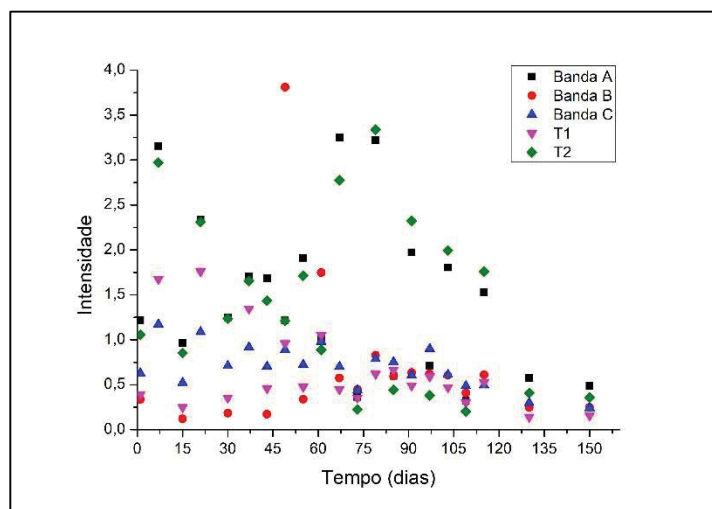
A técnica de espectroscopia também foi utilizada para avaliar o comportamento da MOD do lixiviado do reservatório, com o objetivo de verificar as mudanças nas bandas de fluorescência, indicando degradação da matéria orgânica presente na amostra ou modificações da matéria refratária. Na FIGURA 29 é apresentada a variação das respectivas intensidades nas bandas das amostras coletadas e armazenadas de janeiro a junho de 2017, junho a setembro de 2017, setembro a janeiro de 2018, janeiro a abril de 2018 e maio a julho de 2018.

É possível inferir que, no processo natural de degradação da MOD, as moléculas podem aumentar ou diminuir de tamanho se reorganizarem e deslocarem os picos de fluorescência. Por isso é possível observar, na FIGURA 30, o aumento da intensidade dos picos, mas após algum tempo esses picos diminuem consideravelmente. Esse decaimento das intensidades das bandas de fluorescência pode indicar processo de decomposição das frações lábeis, bem como precipitação e/ou modificação das frações refratárias.

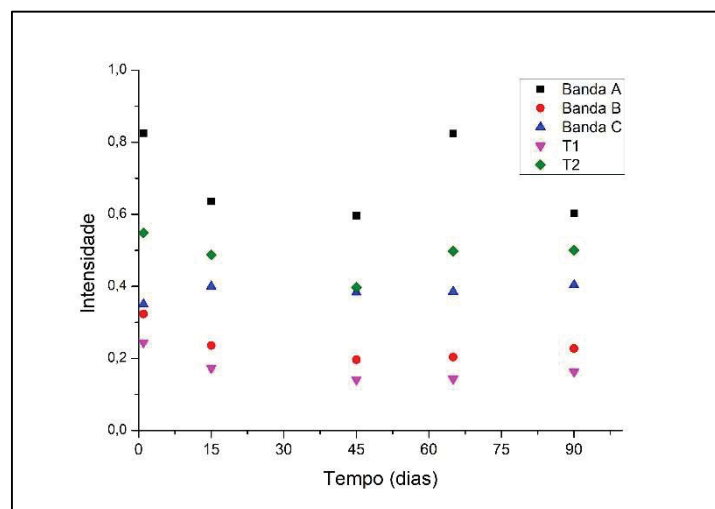
Yunus (2009) também observou variações nas bandas indicativas de substâncias húmicas e fúlvicas, em ensaios de biodegradação anaeróbia de lixiviado. O autor afirmou que, mudanças nas intensidades se dão nas etapas de decomposição do lixiviado pois, inicialmente, os lixiviados contêm altos níveis de compostos fúlvicos e, conforme o tempo avança, essa fração diminui ou se mantém constante, e as frações dos compostos húmicos aumentam dependendo dos processos de biodegradação.

Tendo em vista o comportamento da MO em termos de DQO e DBO, como visto no item anterior, e da MOD pela espectroscopia de fluorescência, é possível concluir que, o reservatório utilizado na pesquisa se comportou como uma lagoa anaeróbia, arranjo utilizado no tratamento de lixiviados.

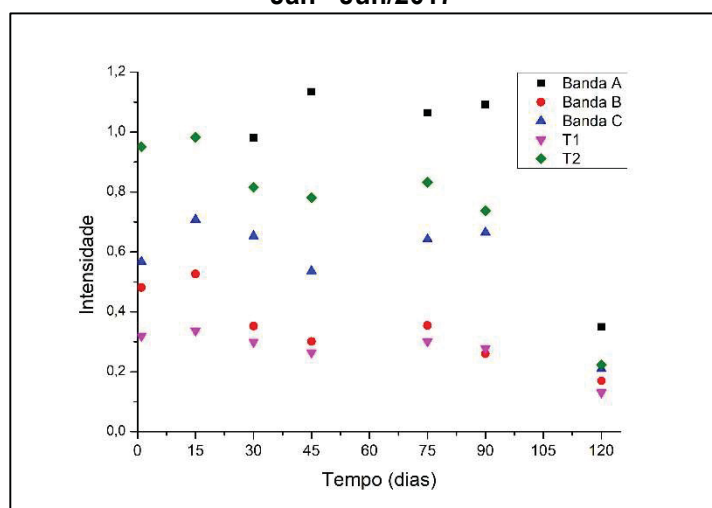
FIGURA 29. VARIAÇÃO DAS INTENSIDADES DE FLUORESCÊNCIA DAS BANDAS A, C, B, T1 E T2 DURANTE O TEMPO DE ARMAZENAMENTO DE CADA AMOSTRA DE LIXIVIADO



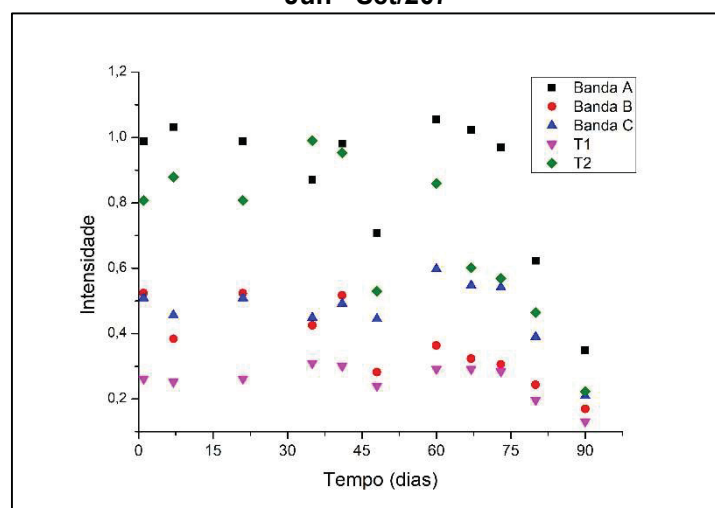
Jan - Jun/2017



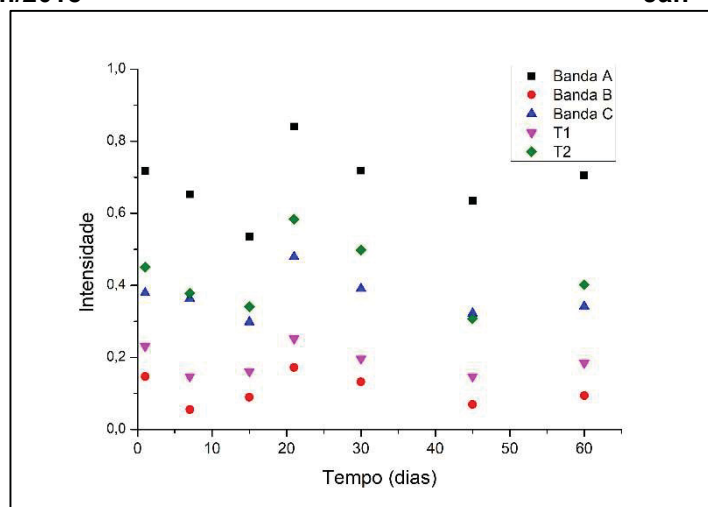
Jun - Set/2017



Set - Jan/2018



Jan - Abr/2018



Mai - Jul/2018

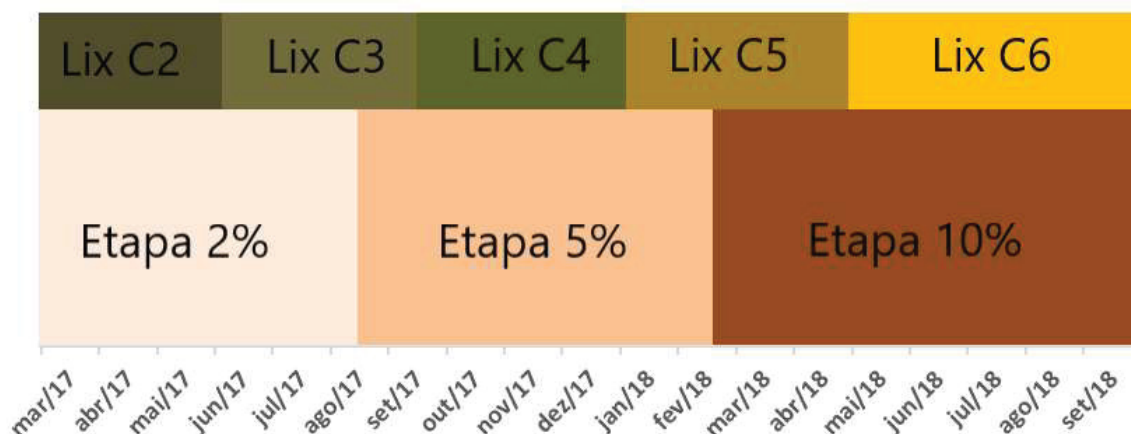
Lemos et al. (2015) utilizaram lagoa anaeróbia (3.989 m^3) para tratar lixiviado com DQO afluente de 2.800 mg L^{-1} com tempo de detenção de aproximadamente 150 dias, e obtiveram eficiência de remoção em termo de DQO de 50%. Valor similar ao obtidos nas amostras Jan/17, Jun/17, Set/17 e Jan/18 de lixiviado no reservatório. Contudo, Maia et al. (2015) utilizaram Lagoa (13.700 m^3) para tratar lixiviado com DQO afluente de 1.360 mg L^{-1} e tempo de detenção de aproximadamente 34 dias, e obteve eficiência de remoção em termo de DQO de 34%. Essa eficiência também pode ser observada na amostra de lixiviado de Mai/18 com tempo de reservação de 60 dias.

Apesar dos sistemas de lagoas serem largamente utilizados no tratamento de lixiviado no Brasil, estudos realizados relatam, no entanto, as dificuldades que esses sistemas apresentam na remoção de compostos refratários, causadores de elevada DQO, DBO e na remoção de amônia (MARTINS et al., 2010). E um dos fatores responsáveis por esses sistemas não serem adequados são os critérios de dimensionamento, que geralmente utilizam os critérios similares aos do sistema tratamento de esgotos sanitários.

4.3 AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DO REATOR TIPO UASB NA CODISPOSIÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM ESGOTO SANITÁRIO

Nesse item são descritos os resultados e discussões no desempenho da operação e monitoramento do reator tipo UASB, nas etapas descritas no capítulo Material e Métodos. Na Figura 30 é apresentada o carregamento, em porcentagem de lixiviado, o reator estava sendo alimentando em cada etapa, na codisposição com esgoto.

FIGURA 30. REATOR UASB: ESQUEMA DAS ETAPAS E CARRAGAMENTO DO LIXIVIADO UTILIZADO



OBS: (C)carregamento

O desempenho do reator foi avaliado durante período de aproximadamente 480 dias. A temperatura média ambiente da sala onde estava o aparato experimental, em cada etapa, está apresentada na TABELA 34, bem como a carga orgânica volumétrica (COV), em termos de DQO afluente e a carga nitrogenada volumétrica (CNV), em termos da concentração de nitrogênio amoniacal afluente e relação A/M (alimento/microrganismo).

TABELA 34. VALORES MÉDIOS DA TEMPERATURA AMBIENTE E AS CARGAS MÉDIAS APLICADAS EM CADA ETAPA OPERACIONAL.

Etapa Operacional	0%	2%	5%	10%
Temp. média amb. (°C)	22,5 (5,2)	23,1 (3,8)	22,0 (4,2)	23,8 (3,7)
COV (kg DQO m⁻³ d⁻¹)	1,7 (0,6)	1,7 (0,4)	1,9 (0,7)	2,4 (0,5)
CNV (kg NA m⁻³ d⁻¹)	0,2 (0,1)	0,3 (0,1)	0,3 (0,1)	0,8 (0,3)
Relação A/M (d⁻¹)*	0,17 (0,06)	0,17 (0,04)	0,19 (0,06)	0,23 (0,04)

Obs: () desvio padrão; * A massa (M) foi calculada com base no volume do compartimento inferior do reator UASB de 50 L e SSV do lodo anaeróbico de 30 g L⁻¹.

As cargas orgânicas volumétricas em termos de DQO, aplicadas ao volume de todo reator, aumentaram gradativamente variando de 1,7 a 2,4 kgDQO m⁻³ d⁻¹, e o mesmo aumento pode ser percebido para as cargas nitrogenadas, variando de 0,2 a 0,8 kgNA m⁻³ d⁻¹.

Para verificar se há diferença significativa para os resultados obtidos na COV e CNV entre as Etapas, foi aplicado o teste paramétrico ANOVA. O p-valor obtido foi

$p < 0,001$, isto é, inferior a 0,05, indicando que os resultados são significativos para o intervalo de confiança de 95%, ou seja, há diferença estatística entre as Etapas.

Na TABELA 35 é apresentado resumo dos valores da média aritmética (X), desvio padrão (DP), valor mínimo (MIN) e valor máximo (MAX), obtidos nas análises de monitoramento do reator nas quatro etapas de operação, com apenas esgoto sanitário (Etapa 0%), esgoto sanitário mais 2% de lixiviado bruto (Etapa 2%), esgoto sanitário mais 5% de lixiviado bruto (Etapa 5%) e esgoto sanitário mais 10% de lixiviado bruto (Etapa 10%).

TABELA 35. RESUMO DOS RESULTADOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS ANÁLISES DO REATOR TIPO UASB

Parâmetros (mg L ⁻¹)	ETAPA 0%										ETAPA 2%									
	AFLU					EFLU					AFLU					EFLU				
	N	X	DP	Min	Max	N	X	DP	Min	Max	N	X	DP	Min	Max	N	X	DP	Min	Max
pH	55	-	-	6,6	7,8	55	-	-	6,4	7,6	43	-	-	6,9	7,8	43	-	-	6,8	7,6
AT	55	306	81	124	681	55	350	73	106	529	43	543	98	333	850	43	605	137	292	901
AGV	55	114	41	26	213	55	41	20	5	107	43	135	47	52	255	43	69	32	12	150
AAV	55	57	21	13	106	55	20	10	2	54	43	67	24	26	128	43	34	16	6	75
AB	55	249	72	46	613	55	327	72	95	505	43	473	94	261	746	43	570	132	276	864
AGV/AT	55	0,38	0,16	0,08	1,27	55	0,12	0,05	0,02	0,28	43	0,3	0,1	0,1	0,4	43	0,11	0,05	0,02	0,29
DQO	55	575	205	36	1.028	55	228	107	26	530	43	581	141	325	856	43	277	69	91	392
DQO Ef	-	-	-	-	-	55	57	17	10	85	-	-	-	-	-	43	52	10	26	74
DQO _{FII}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	343	72	261	488	13	184	30	152	252
DQO _{FII} Ef	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	45	10	27	64
DBO	12	272	78	180	58	12	138	52	58	235	9	289	107	160	500	9	147	83	75	345
DBO Ef	-	-	-	-	-	12	49	16	29	76	-	-	-	-	-	9	50	12	31	73
COD	8	75	24	46	112	8	45	15	21	58	6	92	14	73	110	6	62	19	41	89
COR*	2	300	71	250	350	2	225	35	200	250	5	380	67	350	450	5	267	62	300	375
CONDUT*	2	1.185	458	861	1.509	2	940	135	844	1.036	6	1.566	876	890	2.681	5	1.806	593	1.536	2.676
NA	14	64	22	41	112	14	67	26	45	134	15	103	32	56	146	15	108	30	62	146
NTK	4	74	14	56	85	4	67	9	55	77	3	116	17	96	128	3	109	15	87	112
ST	17	601	286	42	1.492	17	374	139	45	675	15	845	296	275	1.615	15	630	266	130	1.290
STF	17	236	153	20	702	17	191	109	15	407	15	481	264	112	1.182	15	385	243	38	1.080
STV	17	365	171	23	790	17	183	67	30	290	15	366	172	112	597	15	246	114	60	460
SST	5	136	75	68	218	5	36	13	20	55	7	96	34	125	155	7	59	13	18	82

Nota: *Exeto Cor (uT), Condutividade (μS cm⁻¹) e as Ef (eficiências) em %. AT (Alcalinidade Total); AGV (Alcalinidade a ácidos graxos voláteis); AAV (Alcalinidade a Ácidos Voláteis); AB (Alcalinidade a Bicarbonato); NA (Nitrogênio Amoniacal)

TABELA 35. RESUMO DOS RESULTADOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS ANÁLISES DO REATOR TIPO UASB

Parâmetros (mg L ⁻¹)	ETAPA 5%										ETAPA 10%									
	AFLU					EFLU					AFLU					EFLU				
	N	X	DP	Min	Max	N	X	DP	Min	Max	N	X	DP	Min	Max	N	X	DP	Min	Max
pH	33	-	-	6,9	8,1	33	-	-	7,0	8,3	35	-	-	7,4	8,5	35	-	-	7,5	8,3
AT	33	586	186	211	921	33	649	214	247	1.024	35	1.018	250	495	1.627	35	1.108	337	590	2.117
AGV	33	144	56	52	352		90	40	35	206	35	184	62	69	313	35	119	67	40	284
AAV	33	72	28	26	176	33	45	20	18	103	35	91	31	34	156	35	59	33	20	142
AB	33	514	172	177	829	33	605	203	230	921	35	922	237	460	1.487	35	1.031	330	557	1.982
AGV/AT	33	0,25	0,08	0,13	0,57	33	0,14	0,05	0,06	0,30	35	0,18	0,06	0,11	0,41	35	0,11	0,06	0,04	0,33
DQO	33	652	214	224	1.067	33	336	139	118	773	35	805	127	605	1.129	35	508	138	306	882
DQO Ef	-	-	-	-	-	33	49	10	23	67	-	-	-	-	-	35	37	12	11	55
DQO _{Fill}	11	423	104	282	589	11	234	90	125	370	17	562	136	337	859	17	383	145	139	690
DQO _{Fill} Ef	-	-	-	-	-	11	44	18	8	72	-	-	-	-	-	17	32	17	7	66
DBO	9	321	135	215	600	9	160	121	80	450	9	410	119	190	500	9	258	98	135	375
DBO Ef	-	-	-	-	-	9	54	14	25	68	-	-	-	-	-	9	37	13	25	58
COD	4	140	33	107	181	4	91	42	36	133	5	196	25	160	220	5	125	24	103	164
COR*	5	420	57	350	500	5	360	82	300	500	10	460	71	300	525	10	428	108	250	525
CONDUT*	5	1.679	692	890	2.390	5	2.224	622	1.536	2.808	9	3.592	889	2.628	5.628	9	3.495	955	2.559	5.259
NA	20	100	39	39	179	20	100	45	39	179	13	278	97	146	472	13	273	94	147	426
NTK	4	143	12	125	150	4	121	17	96	132	3	262	11	220	283	3	256	34	153	267
ST	10	1.396	974	633	3.425	10	759	258	327	1.048	9	1.753	408	1.282	2.373	9	1.475	272	1.060	1.770
STF	8	591	510	160	1.772	8	413	170	165	675	9	1.129	387	510	1.715	9	1.028	309	528	1.440
STV	8	611	292	172	1.110	8	335	197	55	677	9	624	202	232	875	9	447	232	110	842
SST	10	189	195	38	705	10	70	59	18	215	14	108	30	73	200	14	87	39	18	163

Nota: *Exeto Cor (uT), Condutividade (µS cm⁻¹) e as Ef (eficiências) em %. AT (Alcalinidade Total); AGV (Alcalinidade a ácidos graxos voláteis); AAV (Alcalinidade a Ácidos Voláteis); AB (Alcalinidade a Bicarbonato); NA (Nitrogênio Amoniacal).

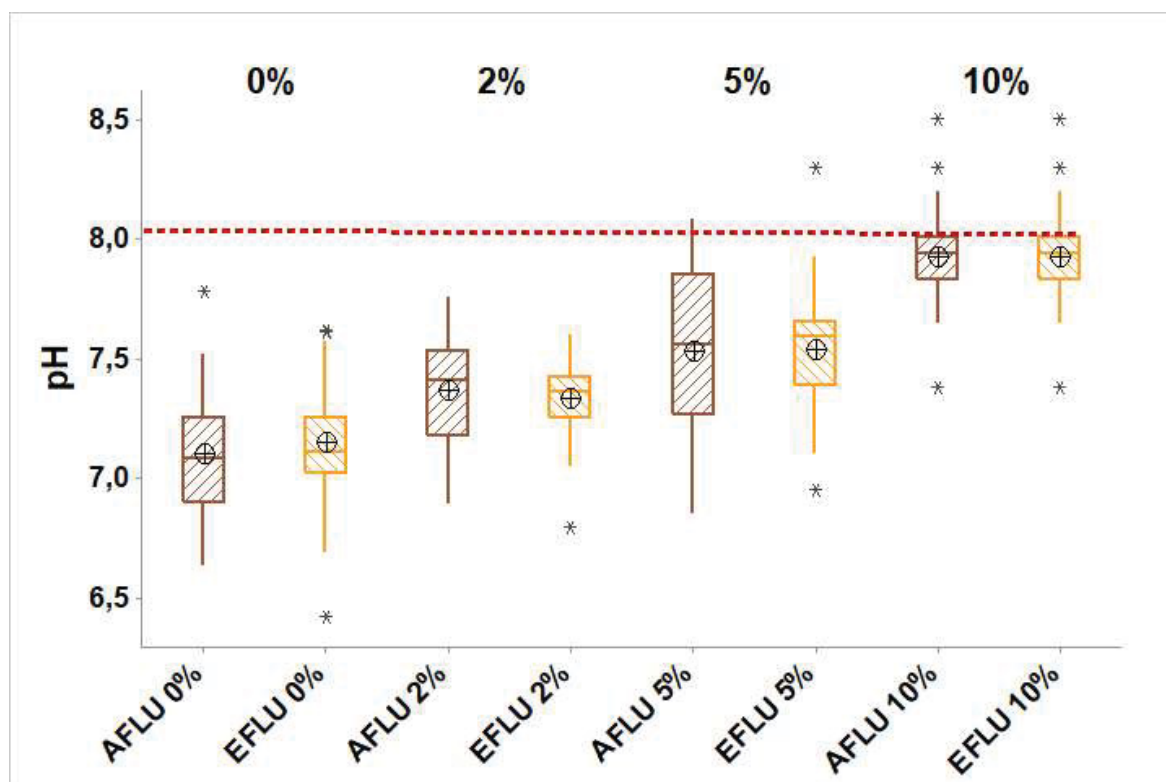
Para análise dos parâmetros dividiu-se a discussão em grupos de parâmetros para estabilidade - pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis e para desempenho, compostos pela DQO, DBO e COD. Seguidamente, foram apresentados os parâmetros nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal e a série de sólidos. Por último a avaliação do comportamento da MOD na codisposição do lixiviado em esgoto sanitário.

4.3.1 Parâmetros pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis

Os parâmetros pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis são importantes para tratamento que utilizam processo anaeróbico por reator tipo UASB, pois são indicadores da estabilidade operacional (CHERNICHARO, 2016).

A partir dos resultados obtidos nas etapas de monitoramento contínuo, foram construídos os gráficos *boxplot* para pH (FIGURA 31), que correspondem à distribuição dos resultados dos valores do afluente e efluente das quatro etapas de operação.

FIGURA 31. GRÁFICOS *BOXPLOT* DA DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES DE pH DO REATOR TIPO UASB PARA AS QUATRO ETAPAS



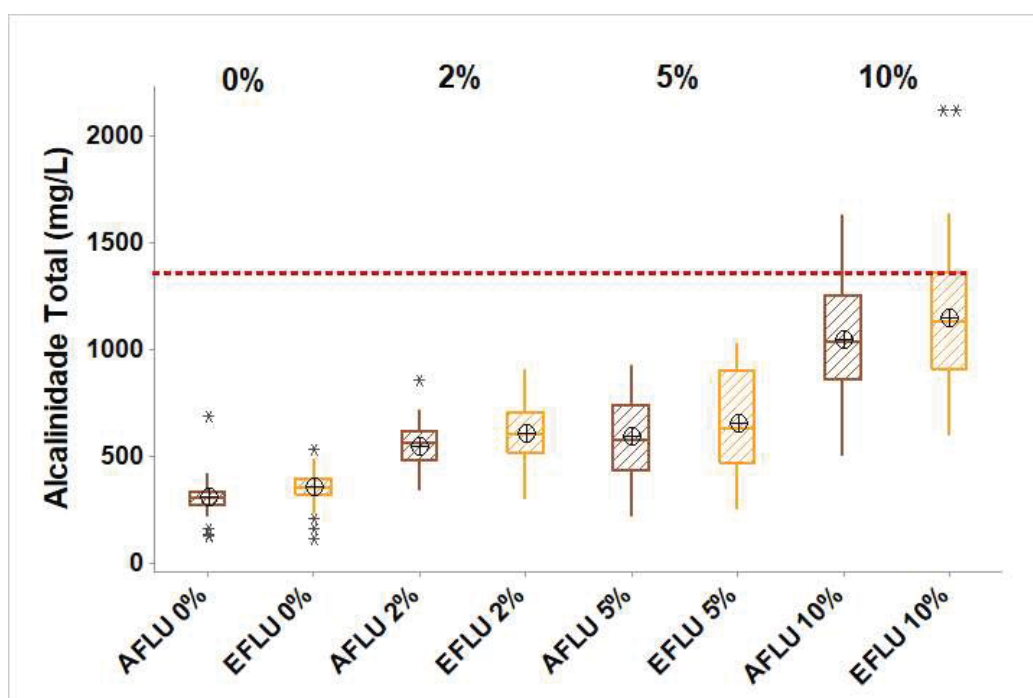
Nota: A linha pontilhada vermelha indica o valor máximo no 3º quartil, isto é, em 75% das amostras.

As magnitudes do pH no efluente do reator oscilaram entre 6,4 a 7,6 na etapa sem lixiviado; de 6,8 a 7,6 na etapa com 2%; de 7,0 a 8,3 na etapa com 5% e; de 7,5 a 8,3 na etapa com 10% (TABELA 35). Os valores das etapas de 5% e 10% estão um pouco acima das faixas indicadas pela literatura sendo adequadas para o processo de estabilização da digestão anaeróbia em reatores tipo UASB, variando de 6 a 8 unidades de pH (CHERNICHARO, 2016).

É necessário verificar o pH na codisposição porque o lixiviado possui valores de pH superiores aos dos esgotos sanitários. Entretanto, alterações significativas não foram observadas nas etapas, o que se pode considerar um fator positivo, conforme Metcalf e Eddy (2015). Contudo, valores de pH maiores que 8 no afluente podem interferir na atividade metabólica das arqueias metanogênicas. Além do mais, é difícil tratar efluentes com altas concentrações do íon hidrogênio por processos biológicos. Caso a concentração não seja alterada antes da descarga, esse efluente poderá alterar características dos corpos receptores naturais.

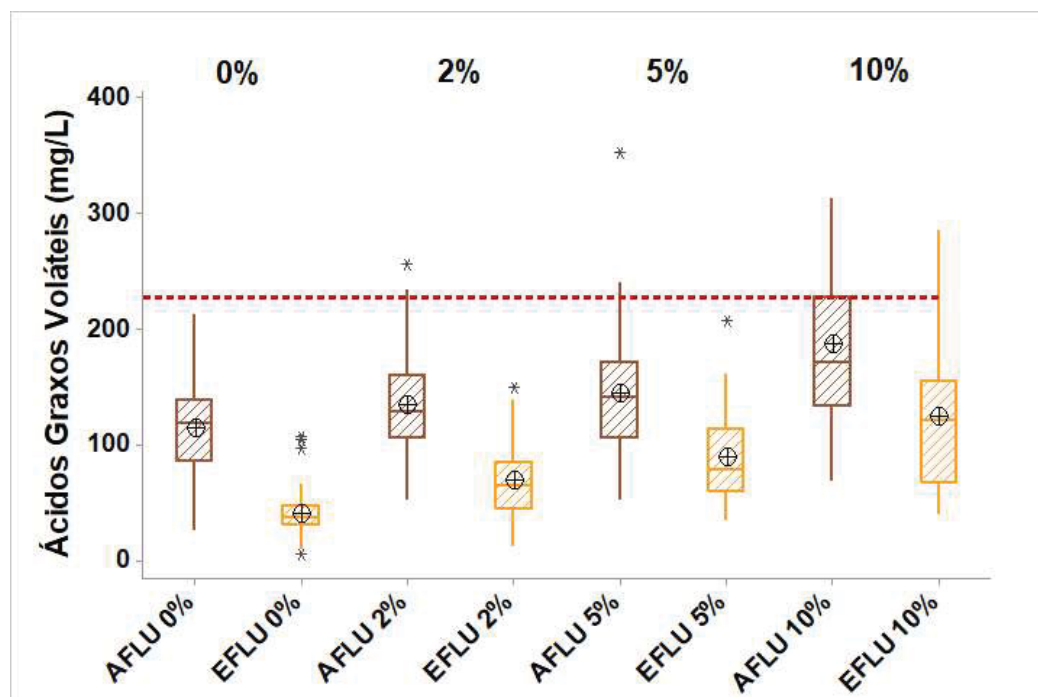
Na FIGURA 32 e 33 encontram-se a distribuição dos resultados dos valores afluentes e efluentes das quatro etapas dos parâmetros alcalinidade e ácidos graxos voláteis.

FIGURA 32. GRÁFICO *BOXPLOT* DA DISTRIBUIÇÃO DO VALOR DA ALCALINIDADE TOTAL DO REATOR TIPO UASB PARA AS QUATRO ETAPAS



Nota: A linha pontilhada vermelha indica o valor máximo no 3º quartil, isto é, em 75% das amostras.

FIGURA 33. GRÁFICO *BOXPLOT* DA DISTRIBUIÇÃO DO VALOR DOS ÁCIDOS GRAXOS VOLÁTEIS DO REATOR TIPO UASB PARA AS QUATRO ETAPAS



Nota: A linha pontilhada vermelha indica o valor máximo no 3º quartil, isto é, em 75% das amostras.

A alcalinidade aumentou aproximadamente 50% da etapa sem lixiviado para as etapas com 2% e 5%. O mesmo percentual aumentou das etapas de 2% e 5% para a etapa com 10%, sendo os valores nas amostras efluentes de 350, 605, 649 e 1.108 $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ para as etapas sem lixiviado, com 2%, 5 e 10% de lixiviado bruto, respectivamente (TABELA 35). Na FIGURA 32 também é possível observar que os valores da alcalinidade total no efluente são maiores que o afluente para as quatro etapas, inferindo que o sistema manteve a capacidade de tamponamento. Ramos (2009) também verificou aumento da alcalinidade afluente e efluente com o aumento da proporção de lixiviado de 3% para 10%. Contudo, teve diminuição na alcalinidade média no efluente do reator tipo UASB com 3% de lixiviado ($631 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) comparada com 10% de lixiviado ($516 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$). Nesse trabalho os valores da alcalinidade efluente foram parecidos, na etapa com 5% comparada a etapa com 2% de lixiviado.

Na FIGURA 33 é possível observar que grande amplitude na concentração efluente dos AGV nas quatro etapas, mesmo assim, está abaixo dos valores afluente. As médias efluentes foram 41, 69, 90 e 119 mg L^{-1} para as etapas sem lixiviado, com 2%, 5% e 10%, respectivamente.

Adicionalmente, pode-se constatar que os valores médios nas amostras dos efluentes de AGV foram inferiores a 100 mg L^{-1} , exceto para a etapa com 10% de lixiviado bruto. De acordo com Aquino e Chernicharo (2005) o acúmulo de AGV ocorre por condições de instabilidade, podendo ser por choques de carga ou presença de compostos tóxicos.

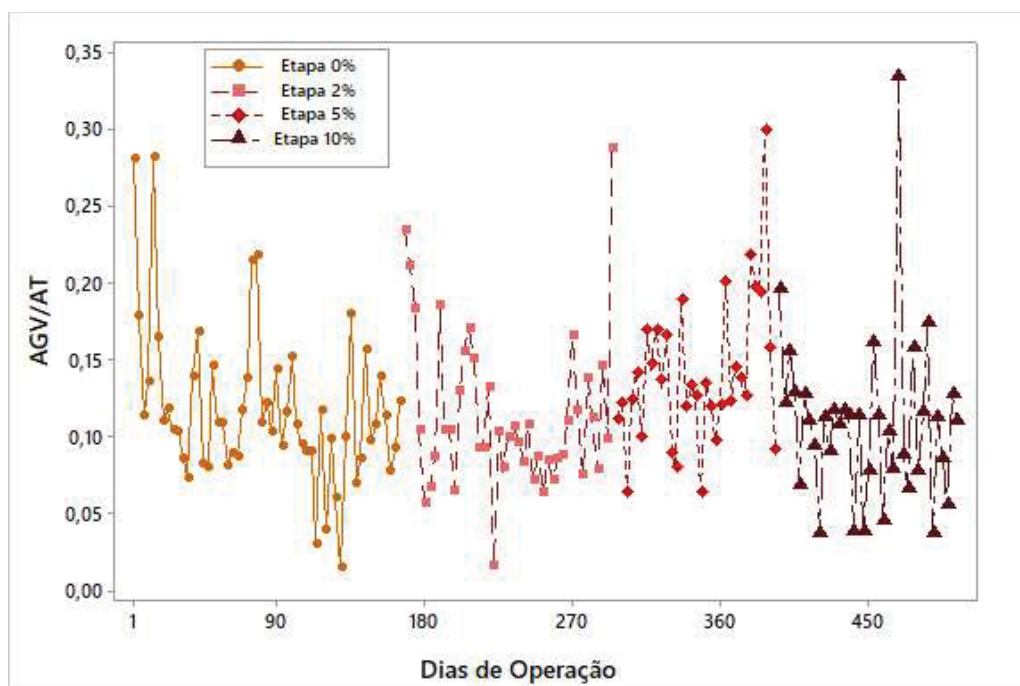
Em relação ao aumento de AGV no efluente na etapa com 10%, também foi observado por Santos (2009), que obteve os maiores valores de AGV médio efluente ($188,8 \text{ mg L}^{-1}$) com 10% de lixiviado em relação ao volume de esgoto sanitário no tratamento conjugado em reatores tipo UASB.

Miorim (2018) também observou elevação do pH, alcalinidade e AGV na operação de um reator tipo UASB, alimentado com esgoto e 2% e 3% de lixiviado, com alcalinidade total de $7.540 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e AGV de $1.377 \text{ mgHAc L}^{-1}$. E diferente desse trabalho, os valores de alcalinidade no efluente diminuíram do afluente para o efluente de $622,3 \text{ mgHAc L}^{-1}$ para $514,5 \text{ mgHAc L}^{-1}$ e de $911,4 \text{ mgHAc L}^{-1}$ para $676,2 \text{ mgHAc L}^{-1}$ para etapa com 6%. Tal fato pode ter ocorrido devido a necessidade de se neutralizar os AGV.

Outro parâmetro utilizado para o monitoramento da estabilidade operacional de reatores é a relação entre ácidos voláteis e alcalinidade total (AGV/AT), pois permite avaliar se existem sinais de que a fermentação ácida (etapa acidogênica) está prevalecendo sobre o processo de produção de CH_4 (etapa metanogênica), podendo ocasionar o azedamento do reator (ANDREOLI et al., 2016).

Na FIGURA 34 é apresentada a variação dos valores efluente da relação AGV/AT das quatro etapas operacionais. Como pode ser observado, houve oscilação de AGV/AT nas quatro etapas. Na etapa com 10% de lixiviado pode ser observada maior amplitude. Esse fato pode ter sido ocasionado por variações na concentração, composição e vazão do afluente, alterações das condições ambientais, ausência de nutrientes ou presença de compostos tóxicos. Porém, a relação AGV/AT nos efluentes das quatro etapas tiveram média 0,11, 0,12, 0,14 e 0,18, respectivamente, como apresentado na TABELA 35, indicando valor abaixo do máximo recomendando (0,35).

FIGURA 34. VARIAÇÃO DA RELAÇÃO AGV/AT DO EFLUENTE NAS QUATRO.



Ramos (2009) obteve valores médios da relação AGV/AT de 0,09 para o tratamento anaeróbico com 10% de lixiviado e 0,08 com 3% de lixiviado, em relação ao volume de esgoto, o que indica que a alcalinidade foi suficiente para garantir condições favoráveis para os processos anaeróbios.

Em resumo, os parâmetros de estabilidade não evidenciam distúrbios significativos no processo de estabilização da digestão anaeróbia nas quatro etapas. Borth (2017) também não verificou problemas de estabilidade durante o processo de codisposição de lixiviado bruto com esgoto sintético, utilizando relações volumétricas variando de 1 a 10%. O autor encontrou valores máximos no efluente do sistema de tratamento de 7,25 para pH e 0,08 para relação AGV/AT na etapa com 10%.

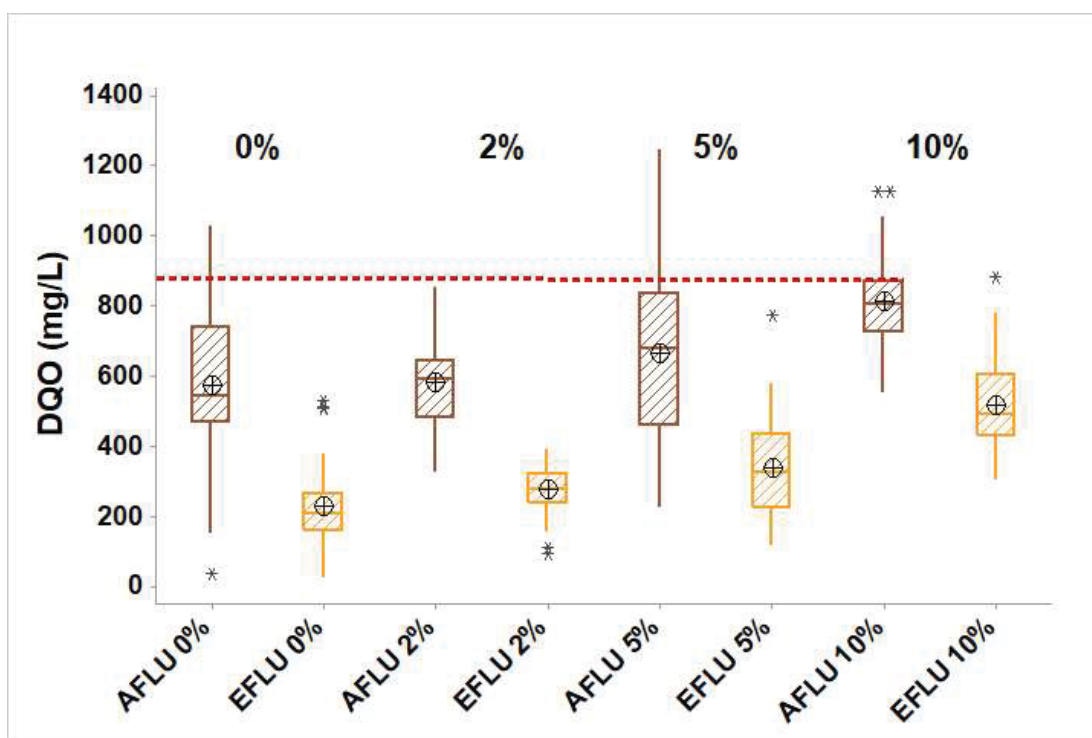
A amplitude mínima da relação AGV/AT obtida durante todo processo de tratamento foi de 0,02 na Etapa 0% e 5%. A máxima foi de 0,33 na Etapa 10%. Para verificar se há diferença significativa entre os resultados obtidos nas Etapas foi aplicado o teste paramétrico ANOVA. O p-valor obtido foi $p < 0,001$, inferior a 0,05, o que indica que os resultados são significativos para o intervalo de confiança de 95%, ou seja, há diferença estatística entre os valores dos parâmetros: pH, alcalinidade total (AT), ácidos graxos voláteis (AGV) nas quatro etapas testadas.

4.3.2 Parâmetros DQO, DBO e COD

O monitoramento da eficiência, em termos de matéria orgânica do reator, foi realizado por meio de análises como DQO bruta e filtrada, DBO e COD. Contudo, os parâmetros monitorados com maior frequência foram DQO bruta e DBO.

A partir dos resultados obtidos nas etapas de monitoramento contínuo foi elaborado o gráfico *boxplot* (FIGURA 35, 36 e 37), que corresponde à distribuição dos resultados dos valores afluentes e efluentes das quatro etapas dos parâmetros DQO, DBO e COD, respectivamente.

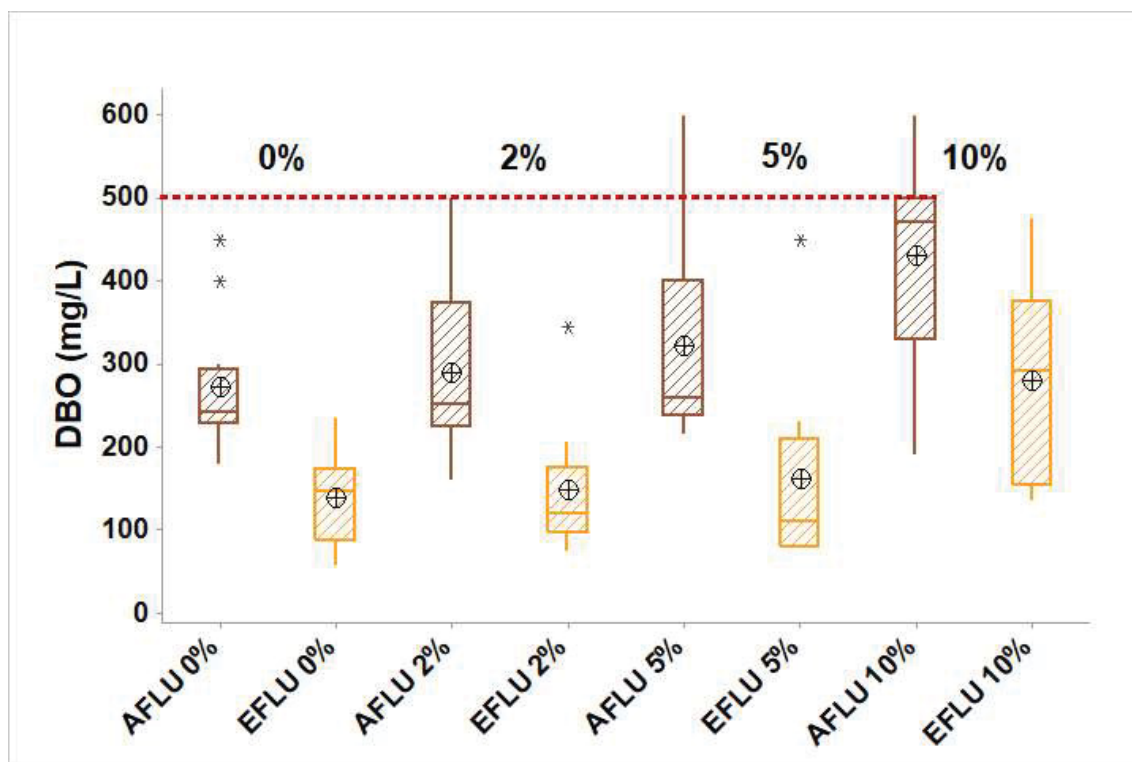
FIGURA 35. GRÁFICO *BOXPLOT* DA DISTRIBUIÇÃO DO VALOR DE DQO DO REATOR TIPO UASB PARA AS QUATRO ETAPAS



Nota: A linha pontilhada vermelha indica o valor máximo no 3º quartil, isto é, em 75 % das amostras.

A partir dos valores na TABELA 35 e na FIGURA 34 verifica-se que os valores médios da matéria orgânica expressa pela DQO foram de 575 (205) mg L⁻¹ no afluente e 228 (107) mg L⁻¹ no efluente para a Etapa 0%. Já na Etapa 2% a média foi de 581 (141) mg L⁻¹ no afluente e 277 (69) mg L⁻¹ no efluente. Na Etapa 5% a média foi de 652 (241) mg L⁻¹ no afluente e 336 (149) mg L⁻¹ no efluente. E na Etapa 10% os resultados médios foram de 805 (127) mg L⁻¹ o afluente e 508 (138) mg L⁻¹ no efluente.

FIGURA 36. GRÁFICO *BOXPLOT* DA DISTRIBUIÇÃO DO VALOR DE DBO E DBO DO REATOR TIPO UASB PARA AS QUATRO ETAPAS

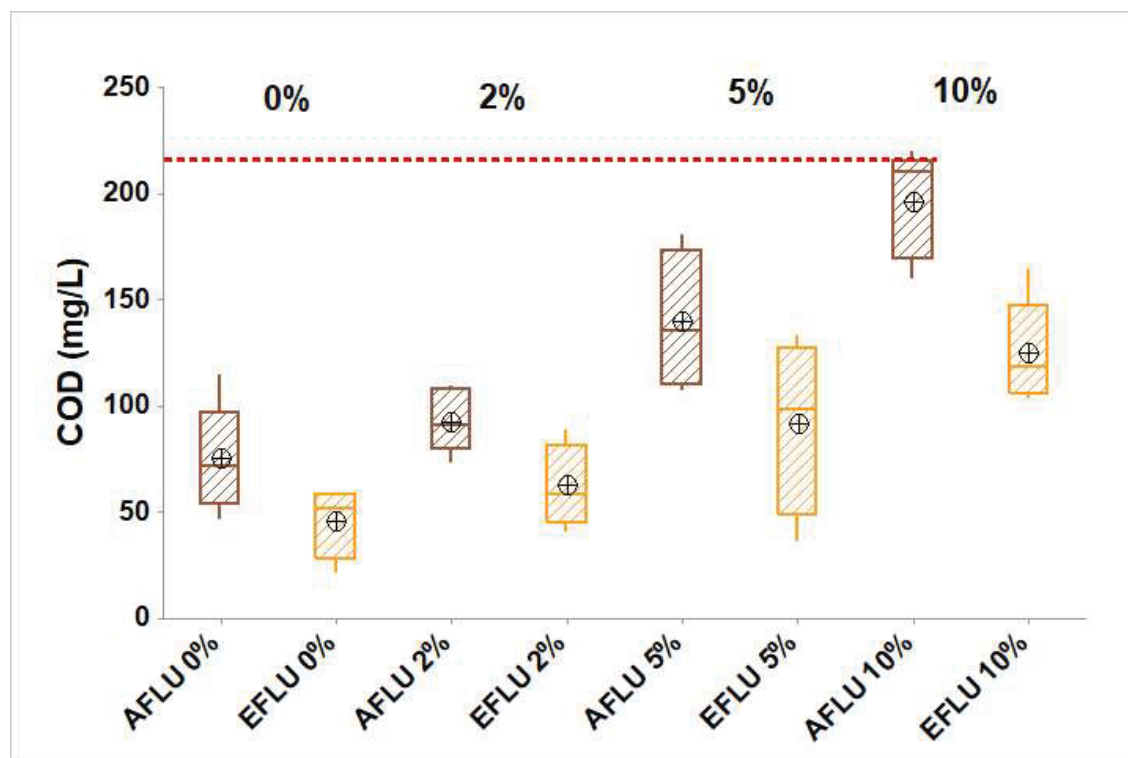


Nota: A linha pontilhada vermelha indica o valor máximo no 3º quartil, isto é, em 75 % das amostras.

Os valores para quantidade de matéria orgânica, expressa pela DBO, também constam na TABELA 28 e na FIGURA 35, com média de 272 (78) mg L⁻¹ no afluente e 138 (52) mg L⁻¹ no efluente para Etapa 0%. Na Etapa 2% a média obtida para o afluente foi de 289 (107) mg L⁻¹ e no efluente 173 (83) mg L⁻¹. Para a Etapa 5% a média obtida para o afluente foi de 321 (135) mg L⁻¹ e no efluente 160 (121) mg L⁻¹. E para a Etapa 10% os valores médios foram de 410 (119) mg L⁻¹ no afluente e 258 (98) mg L⁻¹ no efluente.

Com a relação DBO/DQO é possível determinar a biodegradabilidade do afluente a ser tratado, como já citado anteriormente. No presente estudo o valor médio da relação DBO/DQO foi de 0,5 em todas as etapas. Diante dos resultados com a relação $\geq 0,5$ o efluente pode ser considerado como facilmente biodegradável por sistemas biológicos, conforme reportaram Metcalf e Eddy (2005).

FIGURA 37. GRÁFICO *BOXPLOT* DA DISTRIBUIÇÃO DO VALOR DE DBO E DBO DO REATOR TIPO UASB PARA AS QUATRO ETAPAS



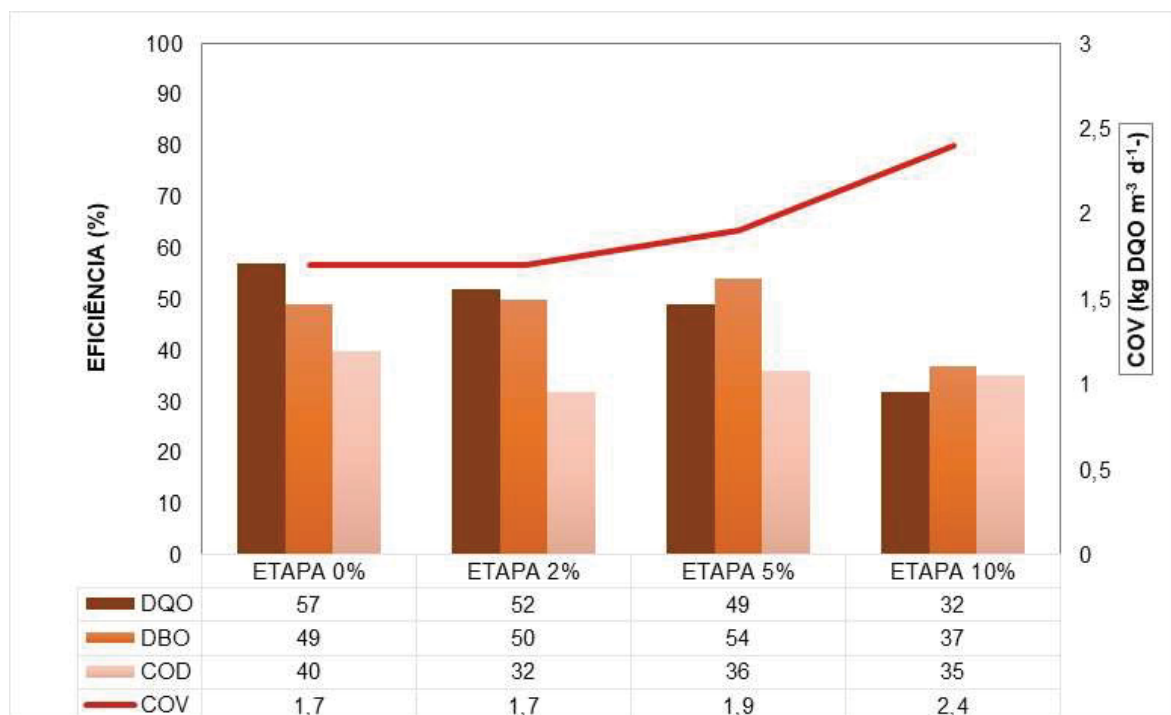
Nota: A linha pontilhada vermelha indica o valor máximo no 3º quartil, isto é, em 75 % das amostras.

Os valores médios da MO em termos de COD no co-tratamento foram de: 75 mg L⁻¹ e 45 mg L⁻¹ para Etapa 0%; 92 mg L⁻¹ e 62 mg L⁻¹ para Etapa 2%; 140 mg L⁻¹ e 91 mg L⁻¹ para Etapa 5% e; 196 mg L⁻¹ e 125 mg L⁻¹ para Etapa 0%, resultando na remoção abaixo de 40% de COD, coerente com os resultados de remoção de DQO.

Houve diminuição da matéria orgânica nos valores efluente dos parâmetros DQO, DQO e COD, como pode ser observado na FIGURA 35,36 e 37. Os valores em porcentagem dessa diminuição, indicando a eficiência do sistema, estão apresentados na FIGURA 38.

As eficiências de remoção de DQO no reator para as quatro etapas decaíram gradativamente. Para a Etapa 0%, o reator apresentou eficiência de remoção de DQO igual a 57%, enquanto que na Etapa 2% e Etapa 5%, as eficiências de remoção foram bem próximas, sendo 52% e 49%, respectivamente. Por fim, na Etapa 10% o reator apresentou eficiência de remoção igual a 32%.

FIGURA 38. REATOR UASB: RESULTADOS EM TERMO DE EFICIÊNCIA E COV DAS QUATRO ETAPAS



Avaliando os resultados de eficiência só com esgoto sanitário, os valores estão próximos aos encontrados por Duarte et al. (2017), ao analisarem o desempenho de reatores tipo UASB em escala plena, com capacidade para tratamento de esgoto com população de 200 mil habitantes, onde foram identificadas eficiências de remoção de DQO próximas de 60%. E valores de eficiência de DQO e DBO abaixo dos obtidos por Rietow (2018), que operou com dois reatores tipo UASB em escala piloto, denominado UASB I (2,2 L) e UASB II (6,6 L), tratando esgoto sanitário e obteve eficiências de remoção de DQO de 69% e 70%, DBO 80% e 83%, respectivamente. Estudos realizados por Aisse (2002) em reatores tipo UASB, tratando esgoto sanitário, apresentaram eficiências de remoção de DQO de 67%.

Com relação às eficiências na adição de lixiviado, Santos (2009) observou o impacto do aumento das porcentagens de lixiviado na remoção média de DQO. Os valores obtidos foram de 85, 73, 66, 46 e 30% de remoção, para as porcentagens de 0, 1, 2,5, 5 e 10% de lixiviado, respectivamente. Lozada et al. (2010) obtiveram melhores valores, tendo remoção de 73% e 61% de DQO e reator operado com TDH de 8 h e 12 h, com 5% e 10% de lixiviado em relação ao esgoto doméstico, respectivamente.

El-Gohary e Kamel (2016) utilizaram porcentagem de 6% de lixiviado no tratamento combinado com esgoto sanitário em reator anaeróbio e obtiveram eficiência de apenas 15% na remoção da DQO.

Ramos (2009) mesmo utilizando lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia nas proporções volumétricas de 3 e 10% no esgoto doméstico, obteve remoção de matéria orgânica próxima a deste estudo em termo de 59 e 44%, com COV de 1,6 e 2,1 kgDQO m⁻³dia⁻¹, respectivamente. Contudo, Torres et al. (2009) obtiveram melhores valores, com remoção de 70% de DQO, com 5% de lixiviado em relação ao volume de esgoto doméstico, TDH de 8 h e temperatura média de 27°C.

Os resultados de eficiência, em termos de DBO, tiveram desempenho não seguindo uma linearidade, sendo que na Etapa 0% e Etapa 2% as eficiências de remoção foram bem próximas, 49% e 50% respectivamente. Na Etapa 5% teve um aumento na eficiência para 54% e diminuição para 37% na Etapa 10%. Outros autores observaram aumentos gradativos na remoção de DBO com o acréscimo do lixiviado, como por exemplo, Oliveira et al. (2015) operando reator UASB em condições similares e com adição de 0%, 1% e 10% de lixiviado com relação ao esgoto doméstico, obtiveram eficiência de remoção de DBO similares, sendo de 50% na etapa sem lixiviado, 57% com 1% de lixiviado e 76% com 10 % de lixiviado.

Rietow et al. (2018) avaliaram também a disposição de lixiviado bruto em reator tipo UASB tratando esgoto doméstico, com relações volumétricas de 5 e 10%, o mesmo apresentou eficiências de remoção de DQO, de 55 e 51%, respectivamente. Os autores afirmam que a diminuição dessa eficiência, em relação ao tratamento apenas com esgoto doméstico, pode estar associada à elevada concentração de amônia na mistura afluente ao reator, bem como ao aumento da carga orgânica aplicada ao reator e, também, de possíveis substâncias tóxicas ou inertes presentes no lixiviado. No presente estudo, tanto a COV como a CON, aumentaram significativamente na Etapa 10%. E o conjunto dessas características podem ter influenciado nas eficiências.

Na FIGURA 38 pode ser visualizada a COV aplicada em cada relação de mistura analisada na presente pesquisa. Nota-se que o acréscimo de lixiviado alterou a carga aplicada, mais consideravelmente na etapa 10%, chegando a 2,4 kgDQO m⁻³ d⁻¹. Valores de COV superiores a 2 kgDQO m⁻³ d⁻¹ podem aumentar consideravelmente a carga hidráulica no reator UASB e, conseqüentemente,

ocasionar velocidades ascensionais excessivas, prejudicando o desempenho operacional do reator (CHERNICHARO, 2016).

As eficiências de remoção de DQO e DBO, no reator tipo UASB, são afetadas significativamente pelo TDH do sistema. Para tempo de detenção igual a 8 h, valor recomendado pela ABNT (NBR 12.209/11), para temperatura do esgoto entre 18 °C e 21 °C, as eficiências encontradas variam de 50 a 75% para remoção de DQO, e de 60 a 80% para remoção de DBO (CHERNICHARO, 2016). Valores dentro dos obtidos nessa pesquisa para a adição de até 5% de lixiviado, em termos de DQO, mas abaixo dessa faixa para DBO.

Vale ressaltar que, em cada etapa, as características tanto do esgoto sanitário, quanto do lixiviado que ficava armazenado, modificavam-se com o tempo. No esgoto as concentrações de MO em termos de DQO, DBO e N estavam dentro da faixa típica para esse tipo de efluente. Já no lixiviado, os mesmos parâmetros mudavam de características bruscamente, tanto em novas coletas, como no decorrer do tempo, como já descrito no item 4.2.3. Sendo assim, esse fato pode ter influenciado na redução das eficiências, pois eram introduzidas no reator substâncias não existentes no esgoto sanitário, levando os microrganismos a se adaptarem ao meio adverso ao imposto.

Na TABELA 35 também foram apresentados outros parâmetros que indicam desempenho de remoção de matéria orgânica como DQO filtrada. As médias de remoção de DQO filtradas para as Etapas com 2%, 5% e 10% de lixiviado são 45%, 44% e 32%. Os resultados de eficiência de matéria orgânica expressa em termos de DQO em amostras filtradas são inferiores à quantidade de matéria orgânica expressa em termos de DQO em amostras brutas, o que pode indicar arraste de sólidos no interior do reator. Além disso, Aquino et al. (2005) afirmaram que a remoção de matéria orgânica, expressa em termos de DQO de amostras filtradas, reflete o que realmente é metabolizado pelo consórcio microbiano.

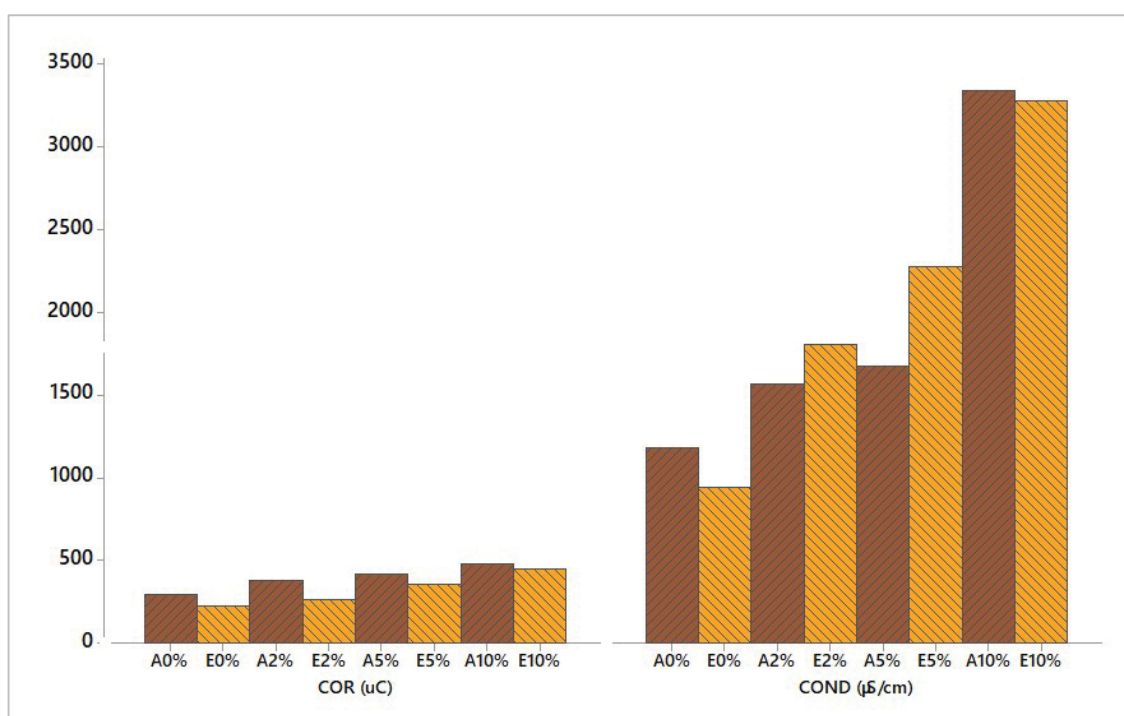
O teste paramétrico ANOVA foi utilizado para verificar se houve diferença significativa entre os resultados obtidos nas Etapas. O p-valor obtido foi de $p < 0,001$ para DQO, $p = 0,023$ para DBO, $p = 0,002$ para COD e $p < 0,001$ para as eficiências. Ou seja, são inferiores a 0,05, o que indica que os resultados são significativos para o intervalo de confiança de 95%. Portanto, há diferença estatística entre os valores dos parâmetros DQO, DBO, COD e as eficiências nas quatro etapas testadas.

O desempenho do reator foi satisfatório para tratamento em reator tipo UASB até a adição de 5% de lixiviado. Mas a adição de 10% comprometeu a eficiência, diminuí em até 50% comparada à etapa sem lixiviado. Esse fato pode estar atrelado principalmente à introdução de matéria orgânica não biodegradável e de possíveis substâncias tóxicas presentes no lixiviado.

4.3.3 Cor e condutividade

A cor e a condutividade são parâmetros importantes na caracterização do lixiviado e auxiliam na escolha do processo de tratamento (e pós-tratamento). Por isso, devem ser monitoradas na codisposição, tendo em vista que podem modificar as características do esgoto sanitário. Na FIGURA 39 estão apresentados os valores de cor (em uC) e condutividade (em $\mu\text{S cm}^{-1}$) para as quatro etapas testadas.

FIGURA 39. REATOR UASB: VALORES AFLUENTE E EFLUENTE DOS PARÂMETROS COR E CONDUTIVIDADE DAS QUATRO ETAPAS AVALIADAS



Verifica-se que, com o aumento do volume de lixiviado bruto adicionado no esgoto sanitário, a cor aparente em todos os afluentes aumentaram proporcionalmente à porcentagem aplicada. Já para os valores efluentes a cor diminui, indicando remoção de 25%, 30%, 14% e 6% para as Etapas 0%, 2%, 5% e 10%,

respectivamente. A cor é um parâmetro importante, mesmo que o processo de tratamento utilizado não remova grandes proporções, mas deve ser levada em consideração a remoção desse parâmetro para a escolha do pós-tratamento.

Miorim (2018) também observou variação da cor aparente com aumento proporcional à porcentagem de lixiviado adicionado ao esgoto sanitário em reator UASB. O autor obteve remoção de cor de 66,6%, 54,6% e 20% para as etapas sem lixiviado, com 3% e 6% de lixiviado, respectivamente, ou seja, valores superiores aos obtidos nesse trabalho.

A condutividade é medida comum para caracterização de lixiviados de aterros sanitários, pois este efluente possui valores elevados de condutividade, devido aos processos físico-químicos atuantes em sua formação, degradação biológica e solubilização de substâncias diversas. De acordo com Paixão Filho (2017), é parâmetro pouco utilizado no saneamento. No entanto, o seu monitoramento é indicativo da presença de sólidos dissolvidos e, de modo geral, a presença de cátions e ânions, podendo ser um regulador para controlar o lançamento de efluentes industriais na rede de esgoto.

Com base na FIGURA 39, observa-se o incremento de condutividade com o aumento da proporção de lixiviado nos valores das amostras do afluente. Santos (2009) obteve aumento considerável na condutividade com adição de lixiviado, com valor médio de $1111 \mu\text{S cm}^{-1}$ no afluente apenas com esgoto para $4140 \mu\text{S cm}^{-1}$ no afluente com porcentagem volumétrica de 10% de lixiviado. Contudo, os valores nas amostras do efluente tiveram comportamento diferente, sendo menores que os valores no afluente para as Etapas 0% e 10% e aumentando para as Etapas 2% e 5%. Borth (2017) observou as mesmas características distintas nas etapas com adição de 1%, 5% e 10%.

Verificando que os dados possuem distribuição normal, o teste paramétrico ANOVA foi utilizado para verificar se houve diferença significativa entre os resultados obtidos nas Etapas. O p-valor obtido foi de $p < 0,001$ para cor e $p = 0,011$ para condutividade. Isto é, inferiores a 0,05, o que indica que os resultados são significativos para o intervalo de confiança de 95%, ou seja, há diferença estatística entre os valores dos parâmetros: cor e condutividade, nas quatro etapas testadas.

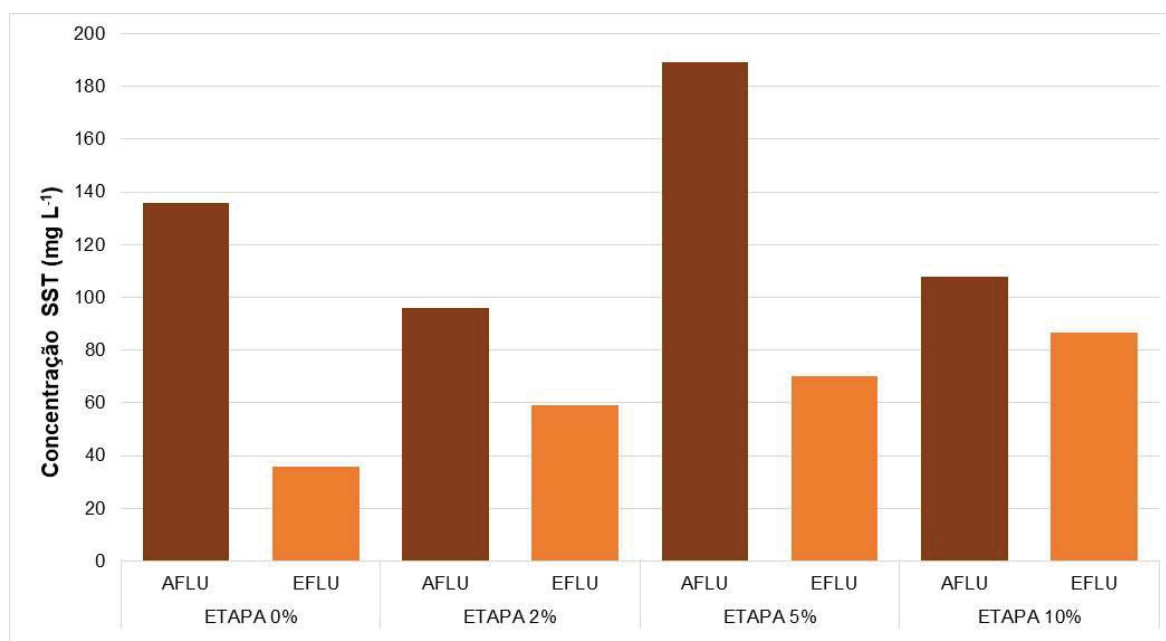
4.3.4 Série de sólidos

De acordo com a TABELA 35 é possível notar aumento da série de sólidos com o aumento do lixiviado. Sendo a concentração média afluente de sólidos fixos e voláteis de 236 mg L⁻¹ e 365 mg L⁻¹ na Etapa 0%, 481 mg L⁻¹ e 366 mg L⁻¹ na Etapa 2%, 591 mg L⁻¹ e 611 mg L⁻¹ na Etapa 5% e 1.129 mg L⁻¹ e 624 mg L⁻¹ na Etapa 0%.

Os valores de sólidos totais dos lixiviados utilizados para codisposição tinham valores próximos a 12.000 mg L⁻¹, tendo os valores de STF maiores que os STV. Essa característica de valores de STF maiores que STV foi observada nas Etapas 2% e 10% da codisposição. De acordo com Contrera (2008) altas concentrações de STF em lixiviados de aterros sanitários pode ser indicativo de elevada salinidade, o que pode resultar diretamente em efeito inibitório aos microrganismos do sistema.

Na FIGURA 40 são apresentados os resultados médios de SST em amostras do afluente e efluente obtidos durante o monitoramento do reator.

FIGURA 40. VALORES MÉDIOS AFLUENTE E EFLUENTE PARA O PARÂMETRO SST.



Considerando o decaimento em todos os valores da série de sólidos, na TABELA 36 são apresentados valores das eficiências obtidos para os parâmetros avaliados.

TABELA 36. EFICIÊNCIAS EM TERMO DE REMOÇÃO MÉDIA DE ST, STF, STV E SST

Etapas	Porcentagem de remoção (%)			
	ST	STF	STV	SST
0%	38	19	50	74
2%	25	20	20	39
5%	46	30	45	63
10%	16	9	28	20

As maiores porcentagens de remoção, em termos da concentração média de ST e SST foram na Etapa 5%, de 46% e 63%, respectivamente. Como pode ser observado na FIGURA 40, os valores de SST estão abaixo de 200 mg L⁻¹, valores próximos aos obtidos por Ramos (2009). O autor obteve variação na concentração de SST, atingindo valores de 14 a 189 mg L⁻¹ no afluente com 10% de lixiviado e de 24 a 80 mg L⁻¹ no afluente com 3% de lixiviado, com remoção média de 85% e 93%, respectivamente.

Galvão (2017) durante o processo de codisposição de lixiviado bruto com esgoto sintético, utilizando relações volumétricas variando de 1 a 10%, obteve elevadas remoções de SST, com porcentagens médias variando entre 78,1 e 93,8% e valores médios residuais entre 7 e 21 mg L⁻¹, indicando que os reatores apresentaram boa sedimentabilidade e capacidade de retenção de sólidos na manta de lodo.

Um dos fatores que pode ter influenciado na baixa eficiência de SSV (39%) na Etapa com 2% era o despejo de lodo de fossa séptica na ETE, que acabava aumentando o volume de lodo dentro do reator.

O teste paramétrico de ANOVA identificou a diferença significativa entre os resultados obtidos nas Etapas e obteve p-valor de $p < 0,001$ para ST e STF, $p=0,013$ para STV e $p=0,004$ para SST. Valores inferiores a 0,05, o que indica que os resultados são significativos para o intervalo de confiança de 95%, ou seja, há diferença estatística entre os valores dos parâmetros ST, STF, STV E SST, nas quatro etapas testadas.

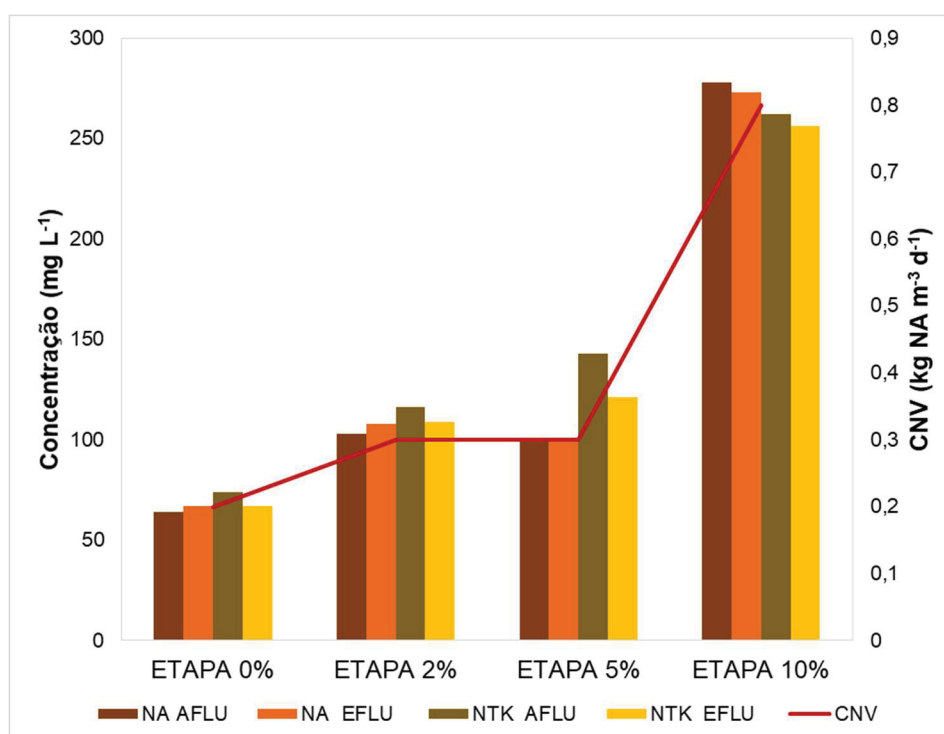
4.3.5 Parâmetros nitrogênio total Kjeldhal e nitrogênio amoniacal

O parâmetro nitrogênio total Kjeldhal consiste na soma de nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico, que em meio anaeróbico não sofrem o processo de nitrificação. Na FIGURA 28 são apresentados os valores médios afluente e efluente aos reatores, para os parâmetros NA e NTK, bem como para a carga nitrogenada volumétrica (CNV) aplicada nas quatro etapas avaliadas.

A concentração do NTK afluente manteve-se na média de 74 (14) mg L^{-1} (Etapa 0%), 116 (17) mg L^{-1} (Etapa 2%), 143 (12) (Etapa 5%) e 262 (11) mg L^{-1} (Etapa 10%). E a concentração efluente um pouco baixa, com média de 67 (9) mg L^{-1} (Etapa 0%), 109 (15) mg L^{-1} (Etapa 2%), 121 (12) (Etapa 5%) e 256 (34) mg L^{-1} (Etapa 10%).

Os valores médios de NA dos efluentes das quatro etapas foram levemente maiores que os valores afluente. A concentração do nitrogênio amoniacal afluente manteve-se na média de 64 (22) mg L^{-1} (Etapa 0%), 103 (32) mg L^{-1} (Etapa 2%), 100 (39) mg L^{-1} (Etapa 5%) e 278 (97) (Etapa 10%), valores não são considerados inibidores para reatores UASB segundo McCarty (1964) e Chernicharo (2016), exceto na Etapa com 10% de lixiviado.

FIGURA 41. VALORES DA CONCENTRAÇÃO DAS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE DOS PARÂMETROS NTK E NA NAS QUATRO ETAPAS AVALIADAS E DA CNV APLICADA



De acordo com os autores, concentrações de amônia até 150 mg L^{-1} são tidas como benéficas para a atividade microbiana em reatores anaeróbios e não causam efeito tóxico. O pequeno aumento observado nas amostras do efluente é em decorrência do processo de amonificação, devido à decomposição de compostos orgânicos nitrogenados presentes no lixiviado. Outros autores como Aisse (2002), Silva (2014) e Oliveira et al. (2015) também observaram esse aumento.

Na Etapa 10% a adição de lixiviado provocou aumento de aproximadamente 60% na CNV comparada as etapas anteriores. Morim (2018) também observou aumento no CNV de 0,06, 0,12 e 0,19 para as fases sem lixiviado, com 3% e 6% de lixiviado, respectivamente.

Rietow et al. (2018) avaliaram a codisposição de lixiviado em esgoto sanitário em reatores tipo UASB, com e sem o pré-tratamento da amônia. Destacaram em seu trabalho que, apesar da amônia não ter se destacado como o principal problema de toxicidade nos reatores com codisposição de lixiviado bruto, o emprego do pré-tratamento do lixiviado, por processo de arraste, apresentou melhores resultados de estabilidade e desempenho operacional no reator tipo UASB.

Os mesmos autores concluíram que a toxicidade da amônia no processo de codisposição dependerá de diversos fatores, tais como: os valores de alcalinidade no lixiviado, pH na mistura, concentração de amônia no lixiviado e a relação volumétrica utilizada. Pois, elevadas concentrações de alcalinidade no lixiviado podem influenciar diretamente no pH do meio, sendo este, por sua vez, o responsável pela maior concentração de NH_3 (tóxica a partir de 150 mg.L^{-1}) ou de NH_4^+ (tóxica a partir de 900 mg.L^{-1}) na mistura entre lixiviado e esgoto sanitário.

Na Etapa 10% os fatores pH acima de 8 e NA acima de 200 mg L^{-1} , podem ter sido tóxicos e inibidores da atividade metabólica das *arqueias metanogênicas*.

Os resultados do teste paramétrico ANOVA indicaram p-valor de $p < 0,001$ para NA e, $p = 0,007$ para NTK. São valores inferiores a 0,05, o que indica que os resultados são significativos para o intervalo de confiança de 95%. Ou seja, há diferença estatística entre os valores dos parâmetros nas quatro etapas testadas.

Em resumo, quanto ao nitrogênio, ele não chegou a níveis tóxicos para codisposição com até 5% de lixiviado, mas pode ter influenciado na eficiência do reator com 10% de lixiviado. Considerando o tipo de tratamento avaliado, não se espera remoção deste nutriente e, dependendo da porcentagem adicionada, pode ser

necessário aplicação de um pré-tratamento para remoção deste, visando diminuir a toxicidade ao tratamento anaeróbio.

4.3.6 Avaliação do comportamento da MOD na codisposição do lixiviado em esgoto sanitário

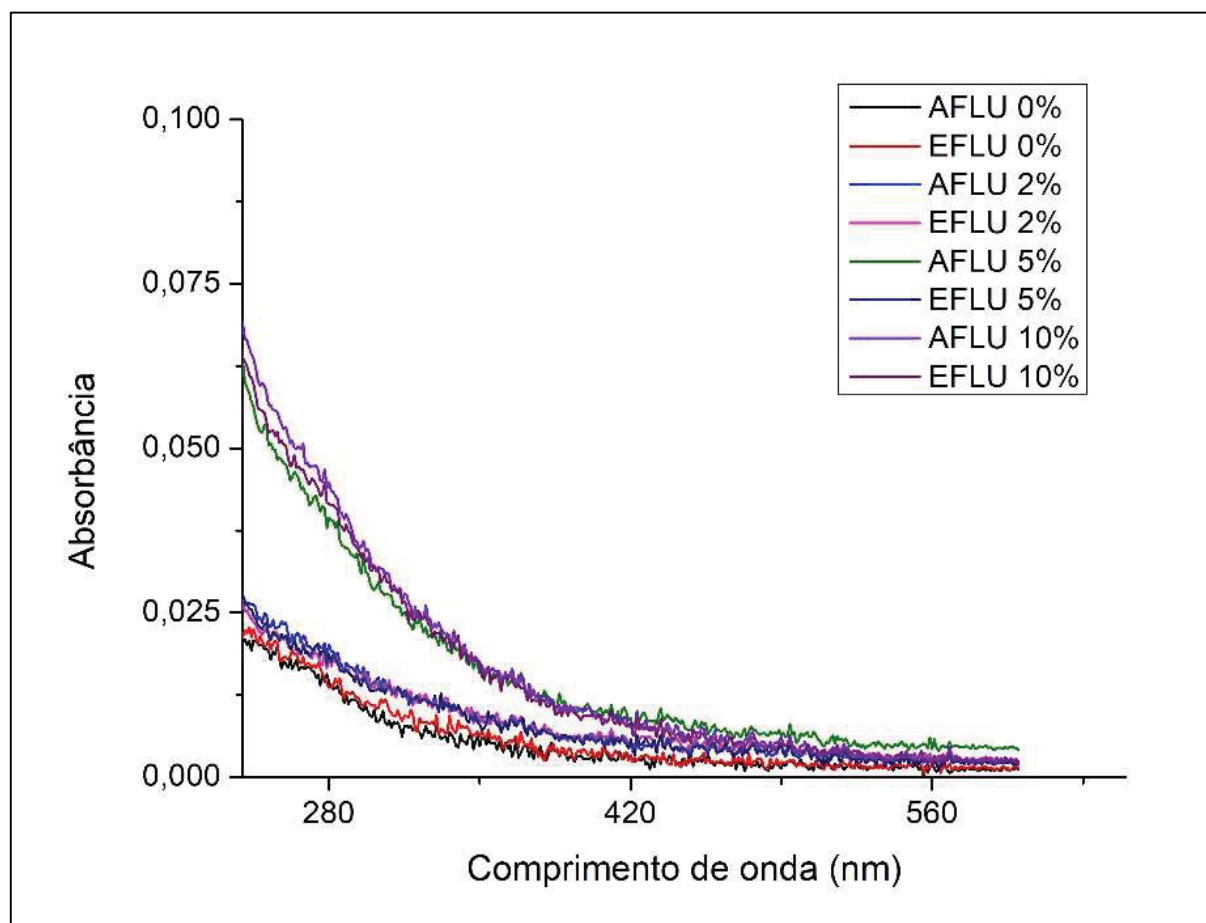
Como dito anteriormente, a relevância do presente trabalho está em realizar monitoramentos com base em critérios mais rigorosos em relação aos que vem sendo empregados. Pois, como já observado, o lixiviado possui compostos orgânicos recalcitrantes e devem ser identificados no processo de tratamento, afim de averiguar se há, ou não, tratamento dos mesmos, para que não sejam despejados no corpo hídrico receptor, o que pode causar danos à qualidade dos rios.

4.3.6.1 Espectro de Absorbância UV-Vis

As análises espectroscópicas foram realizadas no decorrer das etapas de monitoramento, sendo coletadas 4 amostras em cada etapa. Para melhor visualizar os perfis de absorbância no ultravioleta visível, plotou-se uma amostra, afluenta e efluente, de cada etapa conforme apresentado na FIGURA 42.

Através dos resultados é possível afirmar que as intensidades de absorbância aumentaram gradativamente em cada etapa e as amostras da Etapa 0% obtiveram intensidade de absorbância aproximadamente 3 vezes menor se comparada à da Etapa 10%. Os espectros sugerem forte absorbância na região UV ($\lambda < 400$ nm), características de cromóforos de grupos aromáticos com vários graus e tipos de substituição, incluindo fenóis e ácidos aromáticos (VILLA, 2005, REQUE, 2015).

FIGURA 42. ESPECTRO UV-VIS PARA AS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE DAS ETAPAS 0%; 2%, 5% E 10%



Nota: Dados sem o Fator de diluição (Fd).

A fim de investigar características específicas da MOD, foram utilizados coeficientes de absorvidade, ou seja, comprimento de onda específico em A254 e, A280 e relações como SUVA254 (A_{254}/COD), A_{253}/A_{203} , A_{254}/A_{365} e aromaticidade (AROM) (TABELA 37) das amostras afluente e efluente, nas quatro etapas.

Em comprimentos de onda específicos, a absorbância da luz pode indicar o grau de humificação, o grau de condensação e o peso molecular da matéria orgânica dissolvida. A absorbância nos comprimentos de onda 254 e 280 nm (A_{254} e A_{280}) indica o grau aromático de águas residuais (LAI et al. 2013, CHEN et al, 2019). Na TABELA 37 é possível notar aumento gradativo da absorbância nas amostras efluente, sendo esse aumento de 1,5 (0,5) e 1,1 (0,4) na Etapa 0%, para 6,1 (1,2) e 4,9 (0,9) na Etapa 10% de lixiviado, nos comprimentos de onda de 254 e 280 nm, respectivamente. Indicando assim, que houve aumento na aromaticidade com o acréscimo da porcentagem de lixiviado adicionada.

TABELA 37. CONCENTRAÇÃO DO COD E COEFICIENTES DE ABSORTIVIDADE E ESTIMATIVA DA AROMATICIDADE PARA AS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE, NAS QUATRO ETAPAS DE CARREGAMENTO

Etapa	Amostra*	COD	A254	A280	SUVA254	A253/A203	A254/A365	AROM
0%	AFLU	97,2 (21,5)	1,5 (0,5)	1,1 (0,4)	1,7 (1,1)	0,3 (0,1)	4,8 (1,0)	20,2 (6,8)
	EFLU	49,9 (16,2)	1,0 (0,1)	0,8 (0,2)	2,3 (1,0)	0,3 (0,1)	3,7 (1,0)	27,5 (6,7)
2%	AFLU	60,9 (15,3)	1,1 (0,2)	0,9 (0,2)	1,8 (0,4)	0,4 (0,2)	3,7 (1,9)	27,4 (12,8)
	EFLU	35,7 (17,1)	0,8 (0,2)	0,7 (0,2)	2,7 (0,9)	0,4 (0,1)	2,5 (0,6)	35,3 (3,8)
5%	AFLU	107,6 (26,5)	2,1 (1,0)	1,7 (0,4)	1,9 (0,4)	0,4 (0,2)	3,6 (1,0)	28 (6,9)
	EFLU	66,5 (31,8)	1,3 (0,7)	1,1 (0,4)	2,8 (2,6)	0,3 (0,04)	3,1 (0,8)	31,5 (5,4)
10%	AFLU	163 (61,6)	6,1 (1,2)	4,9 (0,9)	4,2 (1,8)	0,3 (0,1)	3,8 (0,6)	27 (4,3)
	EFLU	120,7 (40,3)	4,7 (1,4)	3,8 (0,5)	4,1 (1,3)	0,3 (0,02)	3,5 (0,3)	29,1 (1,8)

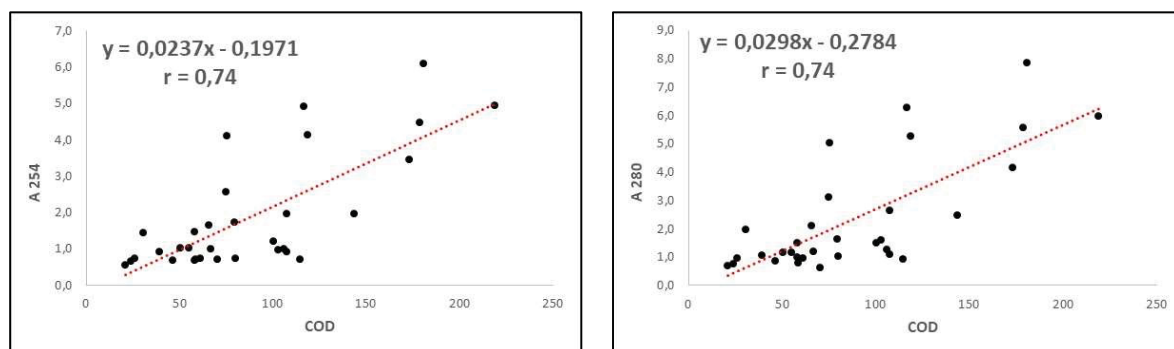
Nota: N=4

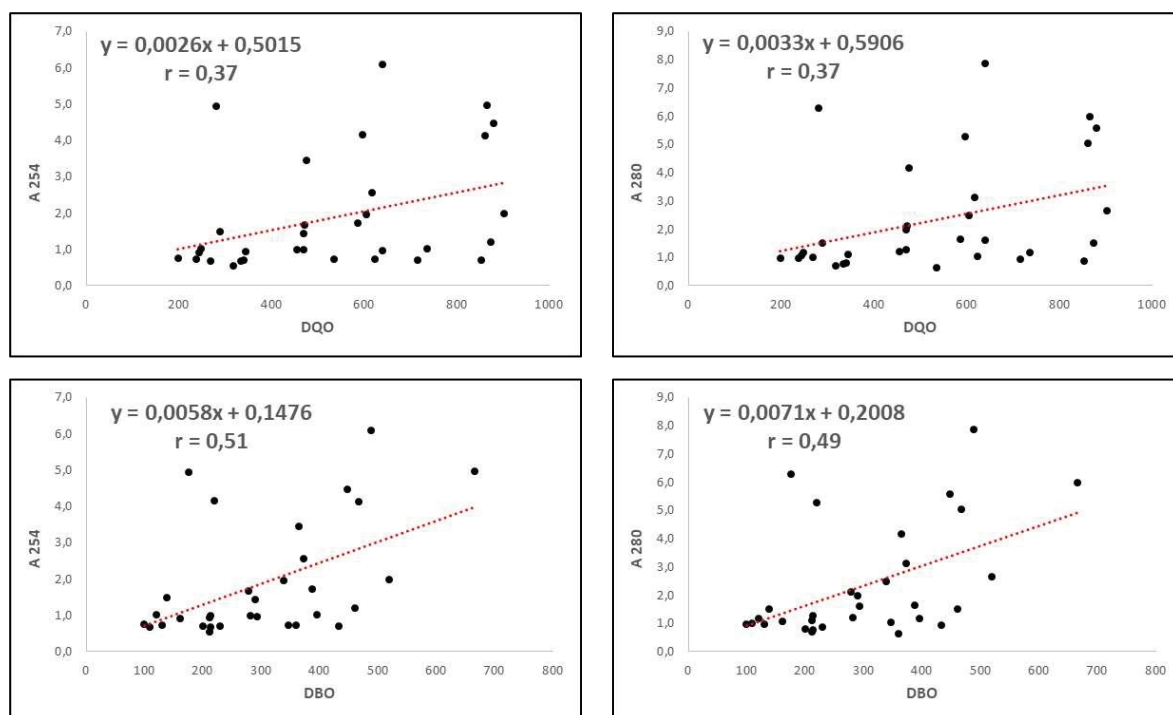
Saadi et al (2007) avaliaram duas amostras esgoto sanitário de ETEs de Israel e obtiveram valor de A254 (0,23 e 0,17) e SUVA (1,18 e 1,07), valores abaixo dos

O valor de absorbância nesses comprimentos de onda apresentados também são utilizados para medir a eficiência do tratamento e correlação com os respectivos valores de COD (BARI; FAROOQ, 1984). Na FIGURA 43 estão as correlações (r) de todos os comprimentos de onda em A254 e A 280 com os parâmetros COD, DQO e DBO das 16 amostras coletadas.

A melhor correlação positiva foi obtida entre as absorbâncias e COD, sendo de 0,74 para A254/COD e A280/COD. Seguida da correlação com a DBO, sendo de 0,51 para A254/DBO e 0,49 A280/DBO. Reynolds e Ahmad (1997) em amostras de esgoto bruto obtiveram correlação acima de 0,9 para A254/DBO. Natajara et al (2006) avaliaram a correlação entre amostras de esgoto bruto e da saída do tratamento primário da absorbância em A280 e a DBO, e obtiveram r de 0,95.

FIGURA 43. CORRELAÇÕES DE PEARSON (r) PARA AS ABSORBÂNCIAS EM A254 E A280 COM OS PARÂMETROS COD, DQO E DBO





Em cada etapa, após o tratamento no reator UASB, a absorvância nesses comprimentos de onda diminuíram em torno de 20%, valor inferior a remoção do COD, que teve média de 35% nas quatro etapas. De acordo com Chen et al. (2019), reduções na absorvância podem indicar que o grau aromático do efluente tratado diminuiu, mas podem acontecer modificações na MOD e ocasionar o aumento do valor, isto é, formação de novos compostos aromáticos.

Como já dito anteriormente, o parâmetro SUVA₂₅₄ é a absorvância ultravioleta específica positivamente correlacionada com o teor de carbono aromático ou, porcentagem de aromaticidade em carbono orgânico. Valores próximos a 4,4 L mg⁻¹ m⁻¹ indicam COD, com predomínio de substâncias mais aromáticas. Valores na faixa de 1,2 L mg⁻¹ m⁻¹ indicam COD com predomínio de matéria orgânica mais lábil, isto é, de fácil degradação. Conforme adicionou-se lixiviado, o valor do SUVA₂₅₄ foi aumentando, chegando a 4,2 (1,8) nas amostras efluentes na etapa 10%, indicando o incremento de substâncias com características mais refratárias.

Pode se observar na TABELA 37 que os valores efluente de SUVA aumentaram em todas as etapas. De acordo com Hur et al. (2011), o aumento nos valores de SUVA indica que estruturas de carbono não aromáticas e/ou compostos não absorvedores de radiação ultravioleta podem ter sido preferencialmente removidas durante o tratamento anaeróbico. Na realidade, a maioria das MOs biodegradáveis, como

carboidratos, proteínas e ácidos orgânicos, são compostas de compostos que não absorvem UV. Além disso, a produção de estruturas aromáticas, por condensação de pequenas moléculas, pode contribuir para o aumento dos valores de SUVA. Autores como Saadi et al. (2007), Park et al. (2009), Hur et al. (2009) e Maizel; Remuca (2017) também relataram o aumento do SUVA nos valores efluente, utilizando sistemas de tratamento biológico.

No entanto, os valores afluente e efluente de SUVA para as Etapa 0%, 2% e 5% estão abaixo de 2,8, indicando uma mistura de matéria húmica e não-húmica, mistura de caráter aromático e alifático e mistura de baixo a alto peso molecular (EDZWALD, 2011).

A aromaticidade calculada de acordo com Peuravuori e Pihlaja (1997), representa uma estimativa da porcentagem de anéis aromáticos, utilizando o quociente A_{254}/A_{365} , que indica tamanho molecular e a aromaticidade, ainda serve como indicador do grau de humificação, considerando que, quanto maior o valor de aromaticidade maior o peso molecular do mesmo, tendo maior número de anéis aromáticos condensados como resultado de um elevado grau de humificação.

Corroborando com os dados de SUVA, todos os valores efluente em cada etapa aumentaram, indicando aumento da aromaticidades das amostras. Os valores obtidos são próximos de Reque (2015), que avaliou a codisposição de esgoto com 10% de lixiviado em diferentes sistemas biológicos e obteve valores afluente variando de 27 a 25% e valores efluentes variando de 20 a 22%.

As relações A_{253}/A_{203} e A_{254}/A_{365} refletem também a composição da MOD e o grau de aromaticidade. A taxa de absorbância da matéria orgânica dissolvida em 253 e 203 nm (A_{253}/A_{203}) pode refletir o grau aromático e composição. Os valores obtidos não variaram, indicando que não há diferença no grau de aromaticidade entre as amostras.

Similarmente, A_{250}/A_{365} indica o peso molecular da MO de em águas residuais (GUO et al., 2011; JIANG et al. 2011); isto é, quanto maior o valor, menor o peso molecular da MO. Nas amostras analisadas o maior valor foi para o afluente na Etapa 0%, sendo 4,8 (0,1) e o menor valor no efluente da Etapa com 2%, sendo de 2,5 (0,6).

Essas razões dos coeficientes de absorvidade utilizado para caracterizar as mudanças das amostras afluentes e efluentes, não demonstraram grandes amplitudes, mesmo entre as etapas. Contrapondo com as observações feitas para os

comprimentos de onda específicos (A254 e A280), SUVA e aromaticidade, essas relações, talvez não sejam as melhores variáveis para serem utilizadas na avaliação das modificações na MOD na codisposição de lixiviado em esgoto sanitário em reator UASB.

De acordo com os valores dos coeficientes A254, A280, SUVA e aromaticidade, a refratabilidade vai aumentando conforme acrescenta-se maior porcentagem de lixiviado. Para verificar essas modificações da MOD mais refratária, foi utilizado a técnica de fluorescência a fim de comparar as características da MOD nas amostras afluente e efluente, em cada etapa.

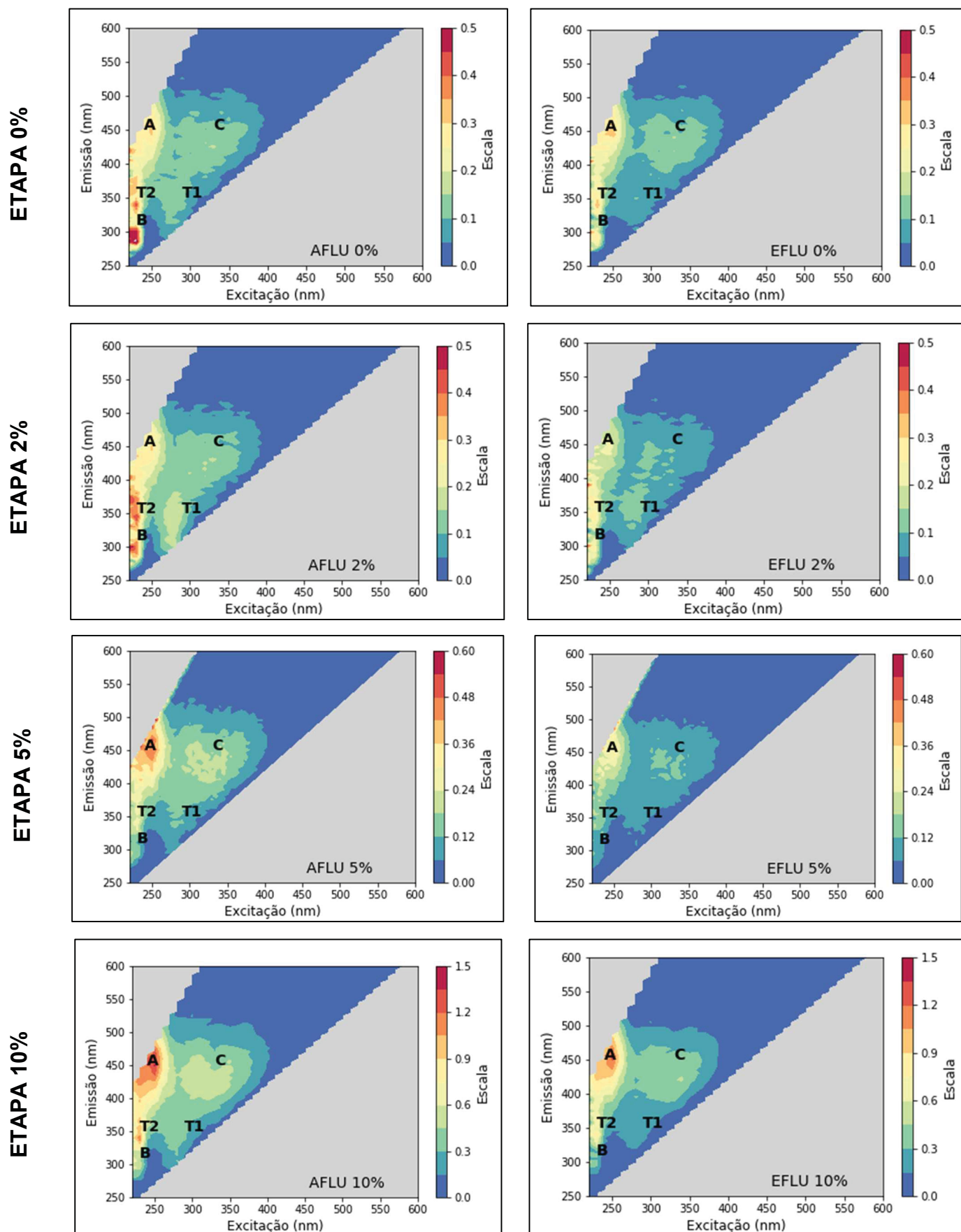
4.3.6.2 Fluorescência

Os resultados de uma análise de MEE podem ser resumidos como uma coleção de picos associados a pares específicos de comprimentos de onda de excitação e comprimentos de onda de emissão, também conhecidos como fluoróforos. Pós substâncias diferentes têm fluoróforos característicos que permitem aos pesquisadores identificar a substância presente na amostra. Cinco fluoróforos estão bem documentados na literatura, no que diz respeito à matéria orgânica de amostras de esgoto e lixiviado (LÜ et al., 2009; HUO et al., 2008; COMSTOCK et al., 2010; CARSTEA et al, 2016). As bandas relacionadas a materiais lábeis como triptofano são as bandas: T1 (λ_{ex} = 290 nm/ λ_{em} = 350 nm) e T2 (λ_{ex} = 230 nm/ λ_{em} = 350 nm); tirosina na banda B (λ_{ex} = 230-275 nm/ λ_{em} = 310 nm); de compostos húmicos nas bandas A (λ_{ex} = 230 nm/ λ_{em} = 400-500 nm) e; banda C (λ_{ex} = 300-500 nm/ λ_{em} = 400-500 nm) de acordo com classificação de Coble (1996) e Carstea (2012).

Foram geradas as matrizes de emissão e excitação de todas as amostras coletadas. Contudo, para representar as modificações ocorridas em cada etapa, selecionou-se uma amostra afluente e efluente e as demais encontra-se no Anexo A. Sendo assim, na FIGURA 44 estão apresentadas as MEE dos picos afluentes e efluentes em cada etapa.

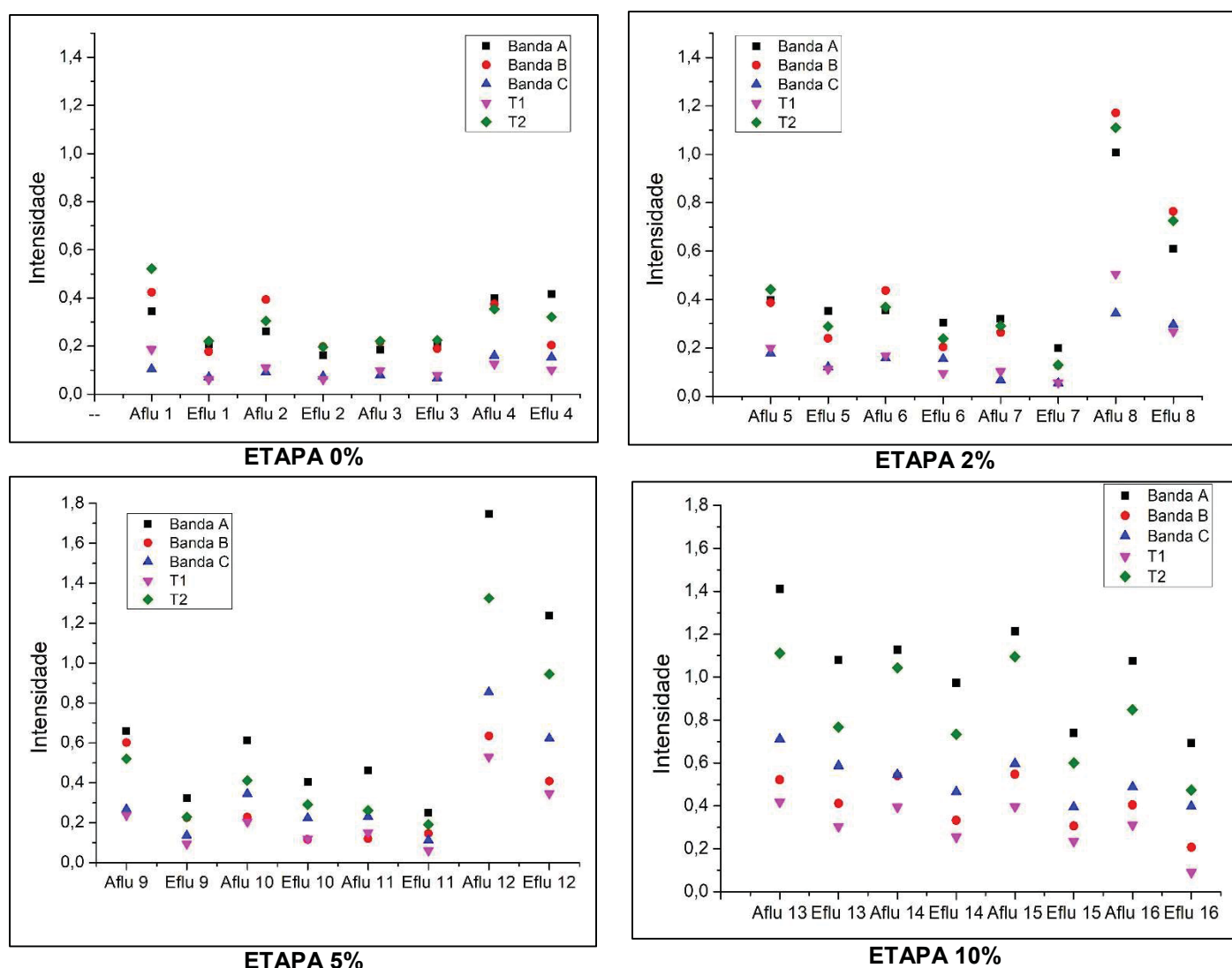
Nas MEE foi possível observar modificações nas intensidades dos picos. Podendo ser considerada degradação quando a redução está relacionada as bandas B, T1 e T2 e modificação e/ou processo de mineralização dos compostos recalcitrantes, quando ocorre nas bandas A e C.

FIGURA 44. MATRIZ DE EMISSÃO-EXCITAÇÃO DE FLUORESCÊNCIA DAS QUATRO ETAPAS, NAS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE, DO REATOR TIPO UASB



Na Figura 45 está apresentada os picos máximos obtidos para cada banda, nas quatro etapas e os valores das amostras foram plotados sequencialmente, conforme o processo de tratamento no reator UASB estava ocorrendo. Por isso, é possível observar o decaimento das intensidades no decorrer do tempo. Contudo, é possível notar um aumento abrupto, como por exemplo na Etapa 2%, amostra Aflu 8 e Eflu 8, indicando que mudaram as amostras de lixiviado que estava sendo utilizado na codisposição.

FIGURA 45. ESPECTRO UV-VIS PARA AS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE DAS ETAPAS 0%; 2%, 5% E 10%



Nas Etapas 0% e 2%, em grande parte das amostras, as bandas de maior intensidade são B e T2, seguido da Banda A. Estudos de MEEs de águas residuárias brutas é comum a presença de bandas intensas em T e B relacionadas a proteínas

do tipo triptofano e tirosina, respectivamente (BAKER et al., 2004, BRIDGEMAN et al., 2013; COHEN et al., 2014). Também estão presentes o pico A e ocasionalmente outros picos que são provavelmente relacionadas à presença de MO tipo húmica (WESTERHOFF et al., 2001). Li et al. (2018) notaram um pico de fluorescência em um local similar a Banda A e associaram ao acúmulo de materiais extracelulares produzidos a partir de componentes de esgoto biodegradáveis durante o processo de lodos ativados.

Os trabalhos de Cammack et al. (2004) e Elliott et al. (2006) mostraram que a fluorescência do pico T está diretamente associada ao estágio de crescimento comunidades bacterianas. Por esta razão, acredita-se que o pico T é uma fração mais instável da MOD, que é preferencialmente degradadas através do processo de tratamento.

E possível notar um aumento dos picos nas bandas A, na etapa 0% nas amostras eflu 3 e 4. Park et al. (2009) notaram aumento da matéria orgânica tipo húmica e fúlvica após o processo biológico em amostras de esgoto doméstico na Coreia. Hudson et al. (2007) também relataram que a intensidade de fluorescência, associada a proteínas/aminoácidos contidos em águas residuais, diminuiu durante um processo de tratamento de águas residuárias. Isso sugere que aminoácidos e proteínas são usados como substratos para microrganismos, enquanto materiais fúlvicos ou húmicos podem ser produzidos a partir do processo biológico.

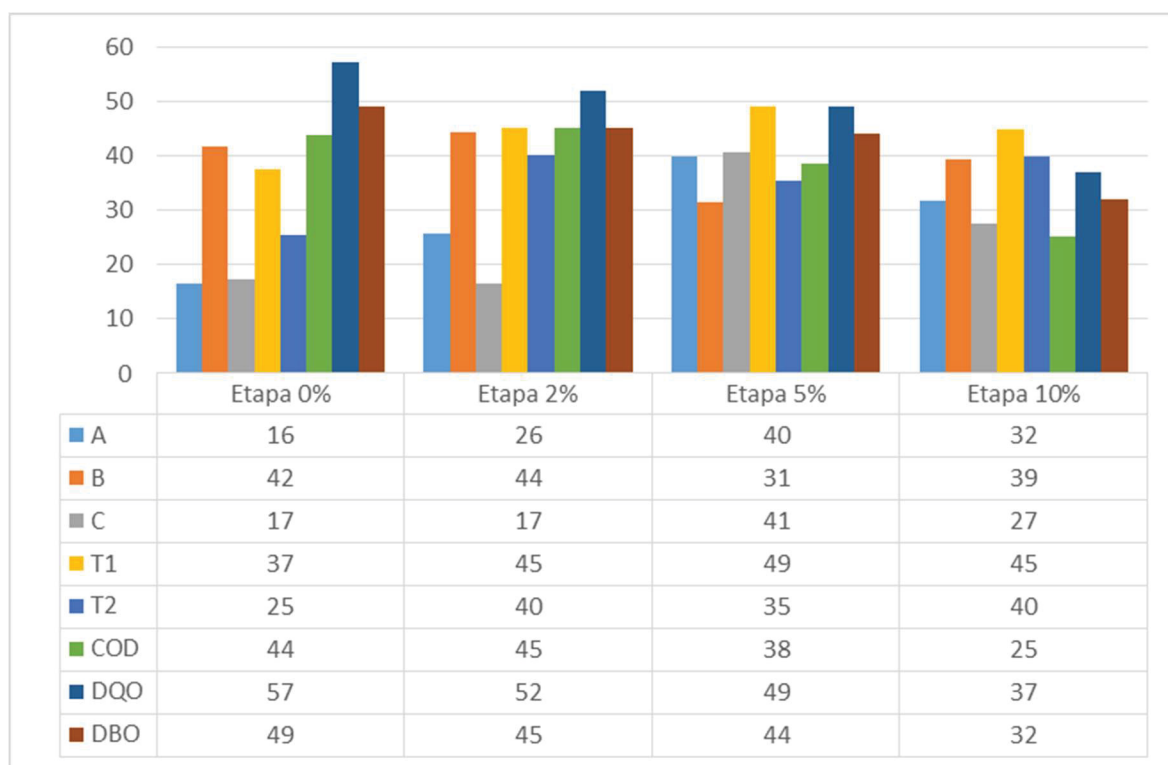
Já nas Etapas 5% e 10% a maior intensidade está relacionada a banda A, seguida da Banda C e T2. Esse fato está relacionado a adição de lixiviado, que como já discutimos no item 4.1.2.2, indicou que a maior intensidade presente nas amostras de lixiviado era na Banda A e T2. As altas intensidades nas bandas mais refratárias podem inibir ou sobrepor as outras bandas, dificultando a avaliação para as bandas mais lábeis.

Na FIGURA 46 estão apresentadas as porcentagens de redução dos picos nas bandas avaliadas e as eficiências em termos de DQO, DBO e COD de cada etapa. Contudo, pode ser observado que, conforme aumenta a porcentagem de lixiviado, essa redução nem sempre tendem a ser menor em termos de eficiência dos picos.

As bandas que apresentaram maior intensidade de fluorescência e maiores remoções foram a banda T2, seguida das bandas B e T1. Estas bandas são associados com material celular vivo e morto e seus exsudatos e indicam atividade

microbiana (BRIDGEMAN et al., 2013) e material derivado de atividades antropogênicas (YU et al., 2014), características comum de efluente sanitário.

FIGURA 46. EFICIÊNCIA DAS INTENSIDADES DE FLUORESCÊNCIA DAS BANDAS A, C, B, T1 E T2 DA MO EM TERMOS DE DQO, DBO E COD



As baixas eficiência obtidas na Etapa 0% para banda A, C e T2 estão relacionadas a picos negativo nessa região. Kramer (2016) avaliou duas amostras efluentes de uma ETE situada no Paraná e também observou valores negativos para banda T2 e banda C. Cohen et al. (2014) avaliou MO de águas residuárias em Israel, e também observou em algumas amostras aumento nos picos que indicam MO do tipo húmica, banda A, após o tratamento biológico.

Hur et al. (2011) estudaram a MO refratária em ETEs e observaram que essas substâncias não são facilmente removidas pelo processo de tratamento biológico devido à natureza recalcitrante. Além disso, demonstram que na maioria das ETEs a distribuição percentual d MO refratária aumenta nos efluentes.

Sendo assim, é possível inferir para as etapas 0% e 2% o tratamento biológico aumentou concentração de MO refratária. Além disso, as MEE pode indicar problemas no tratamento devido as baixas eficiências de remoção de MO lábil.

Para as etapas 5% e 10% as remoções estavam na mesma faixa, tanto para as bandas lábeis, quanto para as bandas refratárias. Tal fato pode estar atrelado a altas concentrações de compostos aromáticos e também compostos tóxicos, como a amônia por exemplo. Carstea et al (2016) afirma que deve ser tomado cuidado em analisar essas remoções devido aos potenciais fluoróforos sobrepostos.

Devido à falta de estudos de fluorescência avaliando a codisposição lixiviado em esgoto domésticos, em reator UASB, torna a discussão pouco embasada e sem comparação dos resultados.

A correlação foi feita com todos os valores das amostras afluente e efluente, de todas as etapas. A TABELA 38 exemplifica as correlações de Person obtidas e os gráficos de dispersão com a equação estão no Apêndice 2.

TABELA 38. CORRELAÇÃO DE PEASON ENTRE AS BANDAS DA FLUORESCÊNCIA E OS PARAMENTROS DOC, DQO E DBO, DAS AMOSTRAS DO REATOR UASB

	BANDA A	BANDA B	BANDA C	T1	T2
COD	0,7	0,3	0,7	0,6	0,7
DQO	0,5	0,4	0,4	0,5	0,5
DBO	0,6	0,4	0,5	0,6	0,6

As menores correlações positivas com os parâmetros COD, DQO e DBO foram para a banda B. As demais bandas tiveram a mesma faixa de valores. Já a correlação do parâmetro COD com as bandas foi um pouco maior, comparado aos outros parâmetros DQO e DBO. Tal fato pode estar atrelado a correção das matrizes serem pelo COD.

Diversos autores afirmam que existe correlação entre a fluorescência das bandas T e C com os parâmetros padrões DQO, DBO e COD (BRIDGEMAN et al, 2013; YU et al, 2014, CARSTEA et al, 2016, CHRISTIAN et al, 2017).

Uma maneira de poder correlacionar os resultados e identificar a refratabilidade da MOD é utilizar um índice FR, já citado anteriormente, calculado pela razão entre a intensidade no comprimento de onda de 450 e 500 na Em 370. Se $FR > 1.8$ – fonte lábil, se $FR < 1.5$ fonte mais refratária. E também o índice de humificação (HIX). Na TABELA 39 está a média e o desvio padrão dos valores de FR das amostras afluente e efluente, de cada etapa.

TABELA 39. RAZÃO DE FLUORESCENCIA DAS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE DE CADA ETAPA DO REATOR UASB

FR	Etapa 0%	Etapa 2%	Etapa 5%	Etapa 10%
AFLUENTE	2,35 (0,41)	2,00 (0,35)	2,02 (0,18)	1,84 (0,14)
EFLUENTE	2,14 (0,30)	2,01 (0,57)	1,75 (0,26)	1,69 (0,13)
HIX	Etapa 0%	Etapa 2%	Etapa 5%	Etapa 10%
AFLUENTE	1,93 (1,77)	1,91 (1,25)	6,78 (0,49)	7,40 (1,87)
EFLUENTE	2,28 (1,94)	2,23 (1,00)	6,76 (0,42)	9,26 (4,28)

Através do FR é possível notar que a amostras sem lixiviado, Etapa 0%, mais os valores afluentes das Etapas 2%, 5% e 10% de lixiviado, possuem predomínio de substâncias mais lábeis, isto é, FR acima de 1,8. Já conforme foi adicionando o lixiviado, o FR efluente tende diminuir, chegando próximo a 1,5, que indica predomínio de compostos aromáticos (como substâncias húmicas). Corroborando com esse resultado, o índice de humificação (HIX) aumentou em todos os valores efluentes comparada aos valores afluente e, também, aumento de aproximadamente 4 vezes da Etapa 0% para Etapa 10%. De acordo com Aryal et al. (2016), essa variação indica o aumento de substâncias aromáticas, com baixas taxas de mineralização e baixa porcentagem de grupos funcionais contendo oxigênio na MOD.

Reque (2015) que avaliou a codiposição de esgoto com 10% de lixiviado, em diferentes sistemas biológicos, e obteve valores afluentes médios de 1,92 e efluente 193, abaixo dos obtidos nesse trabalho, indicando que o lixiviado adicionado continha pouca presença de substâncias húmicas.

A partir desses resultados é possível concluir que, a adição a partir de 5% de lixiviado imprimi a MOD desse efluente diversas características distintas a do esgoto sanitário. E, de acordo com Cui et al. (2016), devido as características complexas dos lixiviados, tratamento biológicos sozinhos não oferecem resultados satisfatórios, devendo-se combinar com processos físicos e químicos para melhorar a eficiência do tratamento.

Avaliando o conjunto dos resultados dos picos nas bandas (FIGURA 44, 45), conjuntamente com as eficiências na FIGURA 46 e os índices FR e HIX (TABELA 38), é possível inferir que: a adição de lixiviado em esgoto sanitário exerce influência no tratamento em reatores UASB pois, através das análises de fluorescência, é possível notar que essa água residuária é uma mistura complexa e possui tanto características de matéria orgânica lábil em altas concentrações, quanto matéria orgânica refratária, necessitando, assim, de um pós tratamento que atenda tanto a remoção dos

compostos biodegradáveis, quando dos compostos com alta aromaticidade e humificação, que não são degradados por processos biológicos.

Finamente, a fluorescência pode ser usada na caracterização da MOD em efluentes e dar indícios da eficiência de remoção desses compostos, junto com os parâmetros COD, DQO e DBO, oferecendo um método de julgamento rápido para estimar características da matéria orgânica dissolvida no lixiviado de aterro.

4.4 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO LODO ANAERÓBIO VISANDO DISPOSIÇÃO AGRÍCOLA

Na Tabela 40 estão apresentadas as análises de substâncias inorgânicas nas amostras de lodo anaeróbio, retirada do reator tipo UASB, sem contato com o lixiviado (amostra 1), em contato com o lixiviado nas proporções de 2% (amostra 2), em contato com o lixiviado nas proporções de 5% (amostra 3) e em contato com o lixiviado nas proporções de 10%, em relação ao esgoto sanitário afluente ao reator UASB.

É possível verificar, nos resultados (TABELA 40), que houve um aumento gradativo das concentrações de todas as substâncias inorgânicas potencialmente tóxicas nos lodos em contato com o lixiviado, quando comparados ao lodo sem contato com o lixiviado. Exceto no cádmio, que manteve a concentração abaixo de 6 mg kg^{-1} ST⁻¹ em todas as amostras.

Os valores obtidos na amostra 1, lodo anaeróbio sem contato com lixiviado, foram próximas aos obtidos por Bittencourt et al. (2012), que analisaram lodo anaeróbio na mesma ETE de estudo, os valores similares foram para As ($<10 \text{ mg kg}^{-1}$), Ba ($<10 \text{ mg kg}^{-1}$), Cd As ($1,8 \text{ mg kg}^{-1}$), Pb (18 mg kg^{-1}), Cu (88 mg kg^{-1}), Cr (14 mg kg^{-1}), Mo ($<10 \text{ mg kg}^{-1}$), Ni (14 mg kg^{-1}), Zn (316 mg kg^{-1}). Ross et al. (2015) também avaliaram lodo anaeróbio, em uma ETE localizada no Sul do Paraná e obteve valores similares para Cd ($5,2 \text{ mg kg}^{-1}$), Cu (99 mg kg^{-1}), Hg ($0,4 \text{ mg kg}^{-1}$), Se ($1,1 \text{ mg kg}^{-1}$) e Zn ($916,2 \text{ mg kg}^{-1}$).

TABELA 40. REATOR UASB: CONCENTRAÇÕES DE SUBSTÂNCIAS INORGÂNICAS POTENCIALMENTE TÓXICAS NO LODO ANAERÓBIO SEM CONTATO COM O LIXIVIADO E COM 10, 15 E 20 MESES DE CONTATO COM O LIXIVIADO.

Substâncias inorgânica potencialmente tóxica	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3	Amostra 4	Limite CONAMA 375 ⁽¹⁾	Limite SEMA 021 ⁽²⁾
	Concentração (mg kg ⁻¹ ST ⁻¹)					
As	4,4	-	-	4,4	41	41
Ba	4,4	-	-	4,4	1.300	1.300
Cd	<6	<6	<6	<6	39	20
Pb	<20	<20	31,1	56	300	300
Cu	61,8	157,7	245,9	393,7	1.500	1.000
Cr	21,0	68,9	89,3	141,3	1.000	1.000
Fe	8.101,8	16.414,9	25.800,8	53.315,2	-	-
Hg	0,4	-	-	0,4	17	16
Mo	3,1	-	-	3,1	50	50
Mg	55,4	126,0	161,8	226,8	-	-
Ni	12,3	21,4	34,7	55,5	420	420
Se	2,2	-	-	2,2	100	100
Zn	598,1	1671,2	2241,4	3496,3	2.800	2.800

OBS: Amostra 1: lodo anaeróbio sem contato com o lixiviado; Amostra 2: em contato com o lixiviado nas proporções de 2%; Amostra 3: em contato com o lixiviado nas proporções de 5%; Amostra 4: em contato com o lixiviado nas proporções de 10%.; ⁽¹⁾ padrões e lançamento de efluentes definidos pela legislação brasileira. ⁽²⁾ padrões e lançamento de efluentes definidos pela legislação paranaense.

De acordo com os valores de referência descrito nas resoluções brasileira e paranaense, os metais avaliados apresentaram concentrações inferiores aos valores limites estabelecidos, exceto o Zn, que chegou a 2.241,4 mg kg⁻¹ ST⁻¹ nas amostras com 10 meses de contato com lixiviado e a 3.496 mg kg⁻¹ ST⁻¹, nas amostras com 20 meses de contato com lixiviado. O Zn tem como limite 2.800 mg kg⁻¹ ST⁻¹ no CONAMA 357/2006 e de 2500 mg kg⁻¹ na SEMA n° 021/2009.

E preciso avaliar criteriosamente a quantidade desses metais na disposição agrícola, nesse caso o Zn, pois as plantas absorvem pequenas quantidades de metais, contudo, quando ocorre à aplicação por muitos anos em altas doses pode

levar a ao acúmulo no solo, além de causar efeito de toxicidade às plantas (MATTIAS et al., 2010). Segundo Almeida et al. (2017), a falta ou excesso deste micronutriente desencadeia fenômenos fisiológicos os quais podem ser externados pelas plantas com sintomas visíveis na morfologia, anatomia e na interdependência com outros metais necessários para o desenvolvimento e crescimento das plantas.

Santos et al. (2017) avaliaram um lodo retirado de dois pontos distintos de um reator UASB da ETE em Feira de Santana e dentre os metais avaliados, também obteve as maiores concentrações Zn, sendo a média de $989,3 \text{ mg kg}^{-1} \text{ STF}^{-1}$. O valor da concentração obtido pelo autor está abaixo do obtido nesse trabalho, mas o reator era alimentado só com esgoto sanitário.

Santos (2009) que avaliou a codisposição de lixiviado em 0%, 1,0%, 2,5%, 5%, 7,5% e 10% em esgoto doméstico e também monitorou alguns metais pesados como Zn, Mg, Cu e Fe. O autor verificou que os níveis de Zn e Mg permaneceram praticamente estáveis em todas as fases, isto é, foi de $92 \text{ mg kg}^{-1} \text{ STF}^{-1}$ e $54 \text{ mg kg}^{-1} \text{ STF}^{-1}$ na etapa sem lixiviado, para $56 \text{ mg kg}^{-1} \text{ STF}^{-1}$ e $68 \text{ mg kg}^{-1} \text{ STF}^{-1}$ na etapa com 10%, respectivamente. O Cu e Fe diminuíram de $180 \text{ mg kg}^{-1} \text{ STF}^{-1}$ e $560 \text{ mg kg}^{-1} \text{ STF}^{-1}$ na etapa sem lixiviado, para $124 \text{ mg kg}^{-1} \text{ STF}^{-1}$ e $500 \text{ mg kg}^{-1} \text{ STF}^{-1}$ na etapa com 10%, respectivamente. Diferente das amostras desse trabalho, que para Zn, Mg, Cu e Fe tiveram aumento de aproximadamente 80% da amostra 1 para a amostra 2.

O lodo de esgoto estritamente doméstico possui geralmente baixas concentrações de metais tóxicos, mas quando em contato com outros efluente, como no caso o lixiviado, este pode ter sua concentração de metais aumentada significativamente. E altas concentrações de metais em lodos resultam em ações mais restritivas quanto ao uso desse material para fins agrícolas. Sendo assim, o lodo avaliado não pode ser destinado para fins agrícolas, pois as concentrações de Zn estão acima dos valores limites estabelecidos nas resoluções brasileiras.

Além da avaliação em termo de concentrações de substâncias inorgânicas potencialmente tóxicas no lodo anaeróbio, foi avaliado se a adição do lixiviado influenciou na atividade metanogênica do lodo. Os resultados apresentados na TABELA 41 referem-se aos ensaios de AME do lodo no reator tratando só esgoto sanitário e depois de aproximadamente um ano sendo alimentado com porcentagens crescentes de lixiviado.

TABELA 41. RESULTADOS DO ENSAIO DE AME DO LODO ANAERÓBIO

Lodo	AME (gDQO _{CH4} .gSTV ⁻¹ .d ⁻¹)	
	Média	Desvio padrão
Lodo + esgoto	0,7730	0,023
Lodo + esgoto + lixiviado ⁽¹⁾	0,6445	0,110

OBS: ⁽¹⁾ Após cerca de um ano de alimentação com doses crescentes de lixiviado.

Em termos de comparação da AME, antes da codisposição e depois, é possível notar um leve decaimento, não avaliado estatisticamente. Lettinga et al. (1983), empregando como substrato mistura de ácidos graxos, obtiveram para lodo granular de reatores UASB valores de AME em torno de 1,0 gDQO gSSV⁻¹.d⁻¹.

Santos (2009) que avaliou a codisposição de lixiviado em esgoto doméstico e também verificou uma pequena redução na AME do lodo anaeróbico, sendo de 0,191 g DQO gSSV⁻¹.d⁻¹, na etapa inicial e de 0,181 g DQO gSSV⁻¹.d⁻¹ no final da última fase. O autor justificou o resultado devido à redução da diversidade microbiana, como por exemplo, as arqueas metanogênicas em função da seletividade natural de algumas espécies de microrganismos após a aplicação de lixiviado. Contudo, a alteração é pouco significativa, podendo ser justificada por uma inibição temporária.

Não foram obtidos valores aproximados em estudo de outros autores, pois de acordo com Silva et al. (2010), uma das dificuldades amplamente discutida na literatura sobre a metodologia tradicional do teste de AME, reside na escolha de quais e quantos pontos que serão utilizados no ajuste do modelo de regressão linear, para o cálculo da taxa máxima de variação de produção de metano e apoiado nesse justificativa os valores na literatura divergem.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 CONCLUSÕES

A fim de responder os objetivos específicos propostos, com base nos resultados obtidos durante a realização desta pesquisa, foi possível concluir que as amostras de lixiviado bruto avaliadas apresentam valores bem distintos em cada coleta, em geral relação DBO/DQO acima de 0,27, indicando ser um lixiviado moderadamente estável e com potencial para tratamento anaeróbio (biológico). Constatou-se que apresentaram altas concentrações de nitrogênio (1.792 – 3.435 mg L⁻¹) que, combinado com valores de pH acima de 8, podem ser tóxicas ao tratamento anaeróbio. Verificou-se que as concentrações de metais foram baixas seguindo os padrões e lançamento de efluentes definidos pelo CONAMA (Resolução 430/11), indicando baixa contaminação, exceto para fenóis, sulfeto, cobre, ferro e manganês para algumas coletas. A caracterização da MOD indicou a predominância de matéria orgânica refratária.

Averiguou-se que os ensaios de biodegradabilidade anaeróbia, envolvendo lixiviado bruto e esgoto sanitário, destacaram que relações volumétricas superiores a 10% v/v podem interferir de forma significativa no desempenho do tratamento anaeróbio.

O ensaios de DQO inerte evidenciaram que os lixiviados possuem concentrações de matéria orgânica de difícil degradação. Isto é, as amostras de lixiviado bruto obtiveram DQO inerte acima de 30%, exceto para a amostra de janeiro de 2018 que obteve valor de 13,7%. A análise da MOD por espectroscopia de fluorescência indicou no ensaio de biodegradação anaeróbio que, quanto maior a porcentagem de lixiviado adicionada, maior a presença de material refratário, o que dificulta a remoção dos compostos com estruturas mais simples, pois essas não ficam biodisponíveis.

A avaliação do monitoramento do reservatório de lixiviado demonstrou que tempos de armazenamento acima de 90 dias apresentaram decaimento dos valores de DQO dos lixiviados bruto acima de 52%, chegando a 80%. E para os valores de DBO o valor do decaimento foi ainda mais alto, sendo de 62% a 95%. A avaliação qualitativa da MOD possibilitou avaliar a degradação e alteração da matéria orgânica lábil e refratária em função do tempo de armazenamento do lixiviado, concluindo que

o reservatório utilizado na pesquisa se comportou como uma lagoa anaeróbia. Contudo, apresenta dificuldades na remoção dos compostos refratários causadores de elevada DQO e DBO e na remoção de amônia.

A codisposição de lixiviado bruto no reator UASB tratando esgoto sanitário, com relações volumétricas de 2, 5 e 10%, não evidenciam distúrbios significativos no processo de estabilização da digestão anaeróbia. Todavia, com a adição de lixiviado bruto acima de 5% foi possível observar aumento do pH nas misturas afluente ao reator devido à elevada alcalinidade presente no lixiviado utilizado no presente trabalho.

Em relação ao desempenho do reator, pode-se considerar satisfatório para tratamento em reator tipo UASB de 2% e 5% de lixiviado, com eficiências de DQO de 52% e 49%, respectivamente. Mas, a adição de 10% comprometeu a eficiência em termo de DQO, resultando 38%. Esse fato pode estar associado a adição de possíveis substâncias tóxicas e matéria orgânica não biodegradável, presentes no lixiviado.

Foi observada a interferência do lixiviado na qualidade do efluente tratado, principalmente em relação aos valores de cor verdadeira, condutividade, nitrogênio e SDT, em comparação com o tratamento sem adição de lixiviado. Sendo assim, reitera-se a necessidade de etapas de pós-tratamento do efluente para remoção complementar da matéria orgânica, nutrientes, cor verdadeira e SDT, visando diminuir a toxicidade do lixiviado ao tratamento anaeróbio.

As análises espectroscópicas da MOD indicaram que a refratabilidade vai aumentando conforme acrescenta-se maior porcentagem de lixiviado. Sendo assim, com os valores afluente de cada etapa, é possível notar características de matéria orgânica lábil, bem como, notar altas concentrações de matéria orgânica refratária. Tais eventos necessitam de um pós-tratamento que atenda tanto a remoção de compostos biodegradáveis, quanto compostos com alta aromaticidade que são degradados por processos biológicos.

Concluiu-se que a fluorescência pode ser usada na caracterização da MOD em efluentes e dar indícios da eficiência de remoção desses compostos, junto com os parâmetros COD, DQO e DBO, oferecendo um método de julgamento rápido para estimar características da matéria orgânica dissolvida no lixiviado de aterro.

Finalmente, quanto ao lodo, a adição de lixiviado em reator UASB, tratando esgoto, alterou as concentrações de substâncias inorgânicas e inviabilizou o uso agrícola, pois as concentrações de Zn estão acima aos valores limites estabelecidos

nas resoluções brasileiras. A AME do lodo não apresentou mudanças significativas ao longo da pesquisa da codisposição.

E de acordo com os resultados obtidos em cada fase do trabalho, se confirma as hipóteses:

- a codisposição do esgoto sanitário e do lixiviado de aterro sanitário é possível de ser conduzidos em ETEs que empregam reatores anaeróbios tipo UASB, com relações volumétricas de até 5%, nas condições operacionais avaliadas neste trabalho;
- os parâmetros coletivos específicos auxiliam na avaliação do tratamento anaeróbio do efluente combinado (esgoto sanitário e lixiviado de aterros sanitários) em reator UASB;
- a codisposição com lixiviado modifica as propriedades físico químicas do lodo anaeróbio e inviabiliza a disposição agrícola, nas condições operacionais avaliadas neste trabalho.

5.2 RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se para trabalhos futuros:

- realizar as análises de biodegradação anaeróbia para o efluente do reator UASB, submetidos a codisposição, como por exemplo DQO inerte, afim de se verificar as suas características e escolher o melhor processo de pós tratamento;
- analisar a ecotoxicidade dos efluentes de cada etapa de tratamento proposto, a partir da realização de ensaios específicos com diversos organismos aquáticos padronizados;
- avaliar, a partir dos resultados efluentes do UASB, o melhor sistema de pós-tratamento, combinando ou não processos biológicos e físico-químicos, para que a mistura esgoto sanitário e lixiviado atenda aos padrões de lançamento preconizados na legislação.
- quantificar a produção e a composição do biogás produzidos no reator anaeróbio, em todas as fases;

- analisar e monitorar as espécies microbianas presente no lodo anaeróbio, a fim de avaliar o comportamento e as possíveis modificações mediante a adição do lixiviado no reator;

REFERÊNCIAS

- ABBAS, A. A.; JINGSONG, G.; PING, L. Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S. Review on landfill leachate treatment. **Journal of Applied Sciences Research**, v.5, n. 5, p. 534-545, 2009.
- AHMAD, S.R.; REYNOLDS, D.M. Synchronous fluorescence spectroscopy of wastewater and some potential constituents. **Water Science and Technology**, v.29, n. 6, p.1599, 1995.
- AHMED, F.N; LAN, C. Q. Treatment of Landfill Leachate Using Membrane biorreactors: A Review. **Desalination**, v. 287, p.41-54, 2012.
- AISSE, M. M. **Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. 284p. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo - USP: São Paulo, 2000.
- AISSE, M. M.; JURGENSEN, D.; LOBATO, M. B.; SOBRINHO, P. A. Avaliação do sistema reator RALF e flotação por ar dissolvido, no tratamento de esgoto sanitário. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21. 2001a. João Pessoa. **Anais...**: ABES, p 1-8, 2002.
- AISSE, M. M.; LOBATO, M; BONA, A.; GARBOSSA, L. H. P. ; ALÉM SOBRINHO, P. Avaliação de um Sistema UASB e Filtro Biológico Aerado Submerso para o Tratamento de Esgoto Sanitário. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, 2001, João Pessoa-PB. **Anais...** ABES, 2001. p. 1-8, 2001.
- AKTAŞ, O.; CEÇEN, F. Addition of activated carbon to batch activated sludge reactors in the treatment of landfill leachate and domestic wastewater. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v.76, p.793-802, 2001.
- ALBUQUERQUE, E. M. **Avaliação do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em sistema de lodos ativados**. 2012. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2012.
- ALBUQUERQUE, E. M.; POZZI, E.; SAKAMOTO, I. K., JURANDYR, P. Treatability of landfill leachate combined with sanitary sewage in an activated sludge system. **Journal of Water Process Engineering**, v. 23, p. 119-128, 2018.
- ALFAIA, R. G. de S. M.; COSTA, A. M.; CAMPOS, J. C. Municipal solid waste in Brazil: A review. **Waste Management & Research**, v. 35, n. 12, p. 1195-1209, 2017.
- ALMEIDA, V. F. R. et al. Caracterização química como alternativa de destinação ao uso agrícola do lodo da estação de tratamento de esgoto do Município de Anápolis, Estado de Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 4, n. 7, p. 87-98, 2017.
- ALUKO, O.O.; SRIDHAR, M.K.C.; OLUWANDE, P.A. Characterization of leachates from a MSW Landfill Site in Ibadan, Nigeria. **Journal of Environmental Health Research**, n. 2, v.1, p. 32–37, 2003.

ALVES, L. C.; CAMMAROTA, M. C.; FRANÇA, F. P. Inibição de lodo biológico anaeróbio por constituintes de efluente de laboratório de controle de poluição. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 236-242, 2005.

AMARAL, M. C. S. **Caracterização de Lixiviados Empregando Parâmetros Coletivos e Identificação de Compostos**. 2007. 270p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2007.

AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; AQUINO, S. F. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 38-45, 2008.

AMARAL, M. C., FERREIRA, C. F., LANGE, L. C., AQUINO, S. F. Characterization of landfill leachates by molecular size distribution, biodegradability, and inert chemical oxygen demand. **Water Environment Research**, 81(5), 499-505, 2009.

ANDREOLI, C. V.; von SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgoto: tratamento e disposição final**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, Curitiba: Sanepar, 2016.

ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E. S.; FERNANDES, F. Disposição do lodo no solo. In: ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Ed.). **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: UFMG - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Curitiba: Sanepar, 2001. p. 261-297, 2001.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. New York: 21th Ed. 2005.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A.; FORESTI, E.; SANTOS, M. D. L. F. D.; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, n. 2, v. 12, p. 192 - 201, 2007.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AVGs) em reatores anaeróbios sob estresse; causas e estratégias de controle. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 10, n. 2, p. 153 - 161, Rio de Janeiro - RJ: ABES, 2005.

ARYAL, R., YADAV, M., HUSSAIN, S., BEECHAM, S., DIPROSE, D. Tracking changes in fluorescent organic composition in leachates using excitation emission matrix-parallel factor analysis. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 104, p. 507-516, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 8419: **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos: procedimento**. Rio de Janeiro, 1992.

BAETKKER, E. C. et al. Contextualização e Caracterização do Lixiviado. In: ROSS, B. Z. L.; POSSETTI, G. C. (ORG). **Tecnologias potenciais para o saneamento**:

disposição de lixiviado de aterro sanitário em reatores UASB. SANEPAR, Cap. 1, p. 19 – 62, 2018.

BAETTKER, E. C.; RIETOW, J. C.; ARSEGO, M. M.; CRUZ, G. M.; AISSE, M. M. Evaluate of The Inert COD and Anaerobic Biodegradability of Landfill Leachate. In: Congress International de ACODAL, 2016.

BAKER, A., CURRY, M. Fluorescence of leachates from three contrasting landfills. **Water Research**, v. 38, n. 10, p. 2605-2613, 2004.

BARBA, L. E.; TORRES, P.; VICTORIA, J. A. R.; MARMOLEJO, L. F.; PIZARRO, C. A. Influencia de la incorporación de lixiviados sobre la biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales domésticas. **Revista Ingeniería e Investigación**, v.30, n.1, p.75-79, 2010.

BARÉA, L. C.; ALEM SOBRINHO, P. Behavior of polishing lagoon in metropolitan Curitiba and the possibility of using of duckweed for improvement of effluent quality. Sanare **Revista Tecnica Sanepar** Curitiba n. 24, v. 24, p 46–60, 2006.

BARI, A.; FAROOQ, S. Measurement of wastewater treatment efficiency by fluorescence and UV absorbance. **Environmental monitoring and assessment**, v. 5, n. 4, p. 423-434, 1985.

BARKER D. J.; MANNUCCHI G.A.; SALVI S. M.L.; STUCKEY D.C. Characterization of soluble residual chemical oxygen demand (COD) in anaerobic wastewater treatment effluents. **Water Research**, v.33, n.11, p.2499-2510, 1999.

BARKER, D.J.; STUCKEY, D.C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. **Water Research**, 33 (14). 3063-3082, 1999.

BAUN, D. L.; CHRISTENSEN, T. H. Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. **Waste management & research**, v. 22, n. 1, p. 3-23, 2004.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos.** São Carlos: EESC-USP, 1999. 124p. I

BIDONE, R. F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso – Central de Resíduos do Recreio, Minas do Leão/RS.** 142 p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, 2008.

BILGILI, M.S.; DEMIR, A.; AKKAYA, E., OZKAYA, B. COD fractions of leachate from aerobic and anaerobic pilot scale landfill reactors. **Journal of Hazardous Materials**, v.158, n. 1, p. 157-163, 2008.

BITTENCOURT, S. **Gestão do processo de uso agrícola de lodo de esgoto no estado do Paraná: Aplicabilidade da Resolução CONAMA 375/06.** 2014. 190 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2014.

BITTENCOURT, S.; AISSE, M. M.; SERRAT, B. M.. Gestão do uso agrícola do lodo de esgoto: estudo de caso do estado do Paraná, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 1129-1139, 2018.

BITTENCOURT, S.; SERRAT, B. M.; AISSE, M.M.; MARIN, L.M.K.S.; SIMÃO, C.C.. Aplicação de lodos de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo degradado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, p. 315 - 324, 2012.

BOHDZIEWICZ, J.; KWARCIAK, A. The application of hybrid system UASB reactor-RO in landfill leachate treatment. **Desalination**, v. 222, n. 1, p. 128 - 134, 2008.

BOOTH, S. D. J.; URFER, D.; PEREIRA, G.; COBER, K.J. Assessing the impact of landfill leachate on a Canadian wastewater treatment plant. **Water Environment Research**, v. 68, n. 7, p. 1179, 1996.

BORTH, P. B. **Tratamento conjugado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário em reatores anaeróbios de manta de lodo e pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação**. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina, 2017.

BOYLE, W.C.; HAM, R.K. Biological Treatability of Landfill Leachate. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 46, n. 5, p. 860 - 873, 1974.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama n.375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 30 ago. 2006.

BRENNAN, R. B.; CLIFFORD, E.; DEVROEDT, C.; MORRISON, L.; HEALY, M. G. Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations. **Journal of Environmental Management**, v. 188, p. 64-72, 2017.

BRIDGEMAN, J.; BAKER, A.; CARLIELL-MARQUET, C.; CARSTEADT, E. Determination of changes in wastewater quality through a treatment works using fluorescence spectroscopy. **Environmental technology**, v. 34, n. 23, p. 3069-3077, 2013.

BU, L. et al. Characterization of dissolved organic matter during landfill leachate treatment by sequencing batch reactor, aeration corrosive cell-Fenton, and granular

activated carbon in series. **Journal of Hazardous Materials**, v. 179, n. 1-3, p. 1096-1105, 2010.

BUENO, R. F. Comparação entre biodigestores operados em escala piloto para produção de biogás alimentado com estrume bovino. **Holos Environment**, v. 10, n.1, p. 111-125, 2010.

BUSATO, R. **Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluente de reator UASB: estudo de caso da ETE de Ibituva**. 237 (Doutorado). Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2004.

CAMPOS, J. R. (coord.), **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, 2000.

CAMPOS, J. R. Descarte de lixiviado de aterros sanitários em estação de tratamento de esgoto: uma análise crítica. **Revista DAE**, n. 197, p. 6 - 7, 2014.

CAMPOS, R.; FERRAZ, F. M.; VIEIRA, E. M.; E POVINELLI, J. Aerobic co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater—are slowly biodegradable organics removed or simply diluted?. **Water Science and Technology**, v. 70, n. 12, p. 1941 - 1947, 2014.

CAPODICI, M., TRAPANI, D. DI, VIVIANI, G. Co-treatment of land fill leachate in laboratory-scale sequencing batch reactors: analysis of system performance and biomass activity by means of respirometric techniques. **Water Science and Technology**, p. 1267 - 1275, 2014.

CARAVALHO, K. Q. **Resposta dinâmica de reator UASB em escala piloto submetida a cargas orgânicas e hidráulicas cíclicas: modelos matemáticos e resultados experimentais**. 192 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil, área de concentração Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

CARSTEA, E. M. Fluorescence spectroscopy as a potential tool for in-situ monitoring of dissolved organic matter in surface water systems. In: Balkis, N. (Editor). **Water Pollution**, p. 47-68, 2012.

CARSTEA, E. M.; BRIDGEMAN, J.; BAKER, A.; REYNOLDS, D. M. Fluorescence spectroscopy for wastewater monitoring: A review. **Water Research**, v. 95, p. 205–219, 2016.

CASTILHOS JR., A. B.; FERNANDES, F.; FERREIRA, J. A.; JUCÁ, J. F. T.; LANGE, L.C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N.; NETO, P. M. S.; ZANTA, V. M. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitário. In: CASTILHOS JR., A. B.. coord. **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável Para Municípios De Pequeno Porte**. Brasil, Rio de Janeiro: Rima ABES, 494p. 2006.

CASTRO, M. C. A. **Avaliação de um Sistema Australiano de Lagoas no Tratamento Conjunto de Esgoto Sanitário e Líquidos Percolados Gerados em Aterro Sanitário**. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos – USP. 2001.

ÇECEN, F.; ÇAKIROLUM, D. Impact of Landfill Leachate on the Co-Treatment of Domestic Wastewater. **Biotechnology Letters**, v. 23, p. 821-826, 2001.

CHANG, D., KIM, S. Y., HUR, J. M., CHUNG, T. H. Biological co-treatment of leachate with sewage and on-site physicochemical treatment. **Environmental Engineering Research**, v. 3, n. 1, p. 1 - 10, 1998.

CHEIBUB, A. F.; CAMPOS, J. C.; DA FONSECA, F. V. Removal of COD from a stabilized landfill leachate by physicochemical and advanced oxidative process. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 49, n. 14, p. 1718-1726, 2014.

CHEN, J., GU, B., LEBOEUF, E. J., PAN, H., DAI, S.. Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. **Chemosphere**, v. 48, n. 1, p. 59-68, 2002.

CHEN, W.; GU, Z.; WEN, P.; LI, Q. Degradation of refractory organic contaminants in membrane concentrates from landfill leachate by a combined coagulation-ozonation process. **Chemosphere**, v. 217, p. 411-422, 2019.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2ª ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L.; ALMEIDA, P. G. S.; LOBATO, L. C. S.; COUTO, T. C.; BORGES, J. M. Experience with the design and start up of two full-scale UASB plants in Brazil: enhancements and drawbacks. **Water Science Technology**. n. 60, v. 2, p. 507–515, 2009.

CHERNICHARO, C. A. L.; JULES, B.; VAN LIER, A. N.; RIBEIRO, T. B. **Anaerobic Sewage Treatment in Latin America: anaerobic biotechnology**. p. 263-296, 2015.

CHRISTENSEN, T. H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n.4, p.297-336, 2002.

CHRISTIAN, E.; BATISTA, J. R.; GERRITY, D. Use of COD, TOC, and Fluorescence Spectroscopy to Estimate BOD in Wastewater. **Water Environment Research**, v. 89, n. 2, p. 168-177, 2017.

COBLE, P. G. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. **Marine Chemistry**. 51, 325-346, 1996.

COHEN, E.; LEVY, G. J.; BORISOVER, M.. Fluorescent components of organic matter in wastewater: efficacy and selectivity of the water treatment. **Water research**, v. 55, p. 323-334, 2014.

COMSTOCK, S. E.; BOYER, T. H.; GRAF, K. C.; TOWNSEND, T. G. Effect of landfill characteristics on leachate organic matter properties and coagulation treatability. **Chemosphere**, v. 81, n. 7, p. 976-983, 2010.

CONTRERA, R. C.; SARTI, A.; CASTRO, M. C. A. A. de; FORESTI, E.; ZAIAT, M.; SCHALCH, V. Ethanol addition as a strategy for start-up and acclimation of an AnSBBR for the treatment of landfill leachate. **Process Biochemistry**, v. 48, n. 11, p. 1767 - 1777, 2013.

CONTRERA, R.C. **Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários em Sistema de Reatores Anaeróbico e Aeróbico Operados em Batelada Sequencial**. 731 p. Tese (Doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, Departamento de Hidráulica e Saneamento, São Carlos, SP, 2008.

COSTA, A.M.; ALFAIA, R.G.D.S.M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil—An overview. **Journal of environmental management**, 232, 110-116. 2019.

COUTO, M. C. L.; BRAGA, F. S.; LANGE, L. C. Tratamento de lixiviado por infiltração rápida como alternativa para cidades de pequeno porte. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.18, n. 3, p. 223-234. 2013.

CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; HAND, D. W.; HOWE, K. J.; TCHOBANOGLOUS, G. MWH's water treatment: principles and design. 3. ed. **Water treatment principles and design**, 2. ed., 2005. Hoboken, N.J.: John Wiley & Sons, 1901 p. 2012.

CUARTAS, M.; LÓPEZ, A.; PÉREZ, F.; LOBO, A. Analysis of landfill design variables based on scientific computing. **Waste Management**, v. 71, p. 287-300, 2018.

DAJIĆ, A.; MIHAJLOVIĆ, M.; JOVANOVIĆ, M.; KARANAC, M.; STEVANOVIĆ, D.; JOVANOVIĆ, J. Landfill design: need for improvement of water and soil protection requirements in EU Landfill Directive. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 18, n. 3, p. 753-764, 2016.

DE HAAN, H.; DE BOER, T. Applicability of light absorbance and fluorescence as measures of concentration and molecular size of dissolved organic carbon in humic Lake Tjeukemeer. **Water research**, v. 21, n. 6,, p. 731-734, 1987.

DEL BORGHI, A.; BINAGHI, L.; CONVERTI, A.; DEL BORGHI, M. . Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by activated sludge. **Chemical and biochemical engineering quarterly**, v.17, n. 4, p. 277– 283, 2003.

DIAMADOPOULOS, E.; SAMARAS, P., DABOU, X.; SAKELLAROPOULOS, G.P. Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Sewage in a Sequencing Batch Reactor. **Water Science & Technology**, Great Britain, 1997, v. 36, p. 61-68, 1997.

DIAS, N. C. **Adsorção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário em coluna de leito fixo com vermiculita expandida**. 79 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

DOBBS, R. A.; WISE, R. H.; DEAN, R. B. The use of ultraviolet absorbance for monitoring the total organic carbon content of water and wastewater. **Water Research**, v. 6, n. 10, p. 1173-1180, 1972.

DOLFING, J.; BLOEMEN, G. B. M. Activity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments. **Journal of Microbiological Methods**, v. 4, n. 1, p. 1-12, 1985.

DUARTE, O. A. H.; LISBOA, A. M.; CANTÃO, M. P.; POSSETTI, G. R. C.; AISSE, M. M. Medição in situ e em tempo real da demanda química de oxigênio em uma estação de tratamento anaeróbio de Esgoto. In: SIBESA, XIV, ABES, 2017.

EHRIG, H. J. Co-treatment in Domestic Sewage Facilities. In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice, p. 1 -10. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, v. 22, p. 269-282, 2002.

EL-GOHARY, F. A.; KAMEL, G. Characterization and biological treatment of pre-treated landfill leachate. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 268-274, 2016.

ENRIGHT, A. M.; MCGRATH, V.; GILL, D.; COLLINS, G.; O'FLAHERTY, V. Effect of seed sludge and operation conditions on performance and archaeal community structure of low-temperature anaerobic solvent-degrading bioreactors. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 32, n. 1, p. 65-79, 2009.

ESPARZA-SOTO, M.; WESTERHOFF, P. K. Fluorescence spectroscopy and molecular weight distribution of extracellular polymers from full-scale activated sludge biomass. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 6, p. 87-95, 2001.

FACCHIN, J.M.J. et al. Avaliação do tratamento combinado de esgoto e lixiviado de aterro sanitário na ETE LAMI (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação. In: 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, **Anais...** Porto Alegre. Rio de Janeiro: ABES, 2000.

FELICI, E. M.; Kuroda, E. K.; Yamashita, F.; SIVLA, S. M. C. P. Remoção de carga orgânica recalcitrante de lixiviado de resíduos sólidos urbanos pré-tratado biologicamente por coagulação química-floculação-sedimentação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 177 - 184, 2013.

FERRAZ, F. M.; BRUNI, A. T.; POVINELLI, J.; VIEIRA, E. M. Leachate/domestic wastewater aerobic co-treatment: A pilot-scale study using multivariate analysis. **Journal of environmental management**, v. 166, p. 414-419, 2016.

FERRAZ, F. M.; POVINELLI, J.; POZZI, E.; VIEIRA, E. M.; TROFINO, J. C. Co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater using a submerged aerobic. **Journal of Environmental Management**, v. 141, p. 9-15, 2014.

FERREIRA, J. A. et al. **Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos com Esgoto Sanitário**. In: GOMES, L. P. (coord.) Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES/ Projeto PROSAB. Cap 8, p 245 - 293, 2009.

FERREIRA, P. A. S. **Remoção de Nitrogênio Amoniacal de Lixiviado de Aterro Sanitário por Processos de Adsorção**. 147 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

FIELD, J. A.; LETTINGA, G.; GEURTS, M. The Methanogenic Toxicity and Anaerobic Degradability of Potato Starch Wastewater Phenolic Amino Acids. **Biological Wastes**, v. 21, n. 1, p. 37-54, 1987.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 176 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisa Hidráulica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul. 2003.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. Reviews. **Environmental Science and BioTechnology**, v. 5, p.3 - 19, 2006.

FRANCO, P. L. P. **Análise da Potencialidade do Reúso Indireto Potável: Estudo de Caso da ETE Atuba Sul, Região Metropolitana de Curitiba**. 238 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná, 2010.

FRASCARI, D.; BRONZINI, F.; GIORDANO, G.; TEDIOL, G.; NOCENTINI, M. Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. **Chemosphere**, v.54, n. 3,p. 335-343, 2004.

FUDALA-KSIAZEK, S.; LUCZKIEWICZ, A.; FITOBOR, K.; OLANCZUK-NEYMAN, K. Nitrogen removal via the nitrite pathway during wastewater co-treatment with ammonia-rich landfill leachates in a sequencing batch reactor. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 12, p. 7307-7318, 2014.

GALVÃO, R. B. **Cotratamento de lixiviado pré-tratado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reatores anaeróbios de manta de lodo e pós-tratamento por coagulação – floculação – sedimentação**. 109 f. Dissertação (Mestrado em

Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina, 2016.

GERMILI, F., ORHON, D., ARTAN, N. Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewater. **Water Science Technology**. v. 23, p. 1077–1086, 1991.

GOMES, L. P. et al. Aplicação de Tratamentos Biológicos Anaeróbios para Lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos. In: GOMES, L. P. (coord.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES/ Projeto PROSAB. Cap 6, p 171 – 203, 2009.

GOTVAJN, A. Ž.; PAVKO, A. Perspectives on Biological Treatment of Sanitary Landfill Leachate. **Wastewater Treatment Engineering**, p. 115 - 151, 2015.

GUERRERO, L.; ALKALAY, D., KERA, M. Biodegradabilidad anaerobia de los efluentes residuales de una fábrica de chocolates. In: SEMINARIO-TALLER LATINOAMERICANO SOBRE TRATAMIENTO DE ÁGUAS RESIDUALES,4, 1996, Bucaramanga. **Anais...** Bucaramanga, 1996. p. 283-292.

GUO, W.; XU, J.; WANG, J.; WEN, Y.; ZHUO, J.; YAN, Y. Characterization of dissolved organic matter in urban sewage using excitation emission matrix fluorescence spectroscopy and parallel factor analysis. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 11, p. 1728-1734, 2010.

HAM, S Y.; KIM, Y. J.; LEE, D. Leaching characteristics of PCDDs/DFs and dioxin-like PCBs from landfills containing municipal solid waste and incineration residues. **Chemosphere**, v. 70, n. 9,, p. 1685 - 1693, 2008.

HENDERSON, R. K.; BAKER, A.; MURPHY, K. R.; HAMBLY, A.; STUETZ, R. M.; KHAN, S. J. Fluorescence as a potential monitoring tool for recycled water systems: A review. **Water Research** v. 43, p. 863-881, 2009.

HENRY J G. New Developments in Landfill Leachate Treatment. In: Proc. New Directions and Research in Waste Treatment and Residuals Management, Univ. of Brit. Columbia, v. 1, p. 139, 1985.

HUANG, J. H.; ILGEN, G.; VOGEL, D.; MICHALZIK, B.; HANTSCH, S.; TENNHARDT, L.; BILITEWSKI, B. Emissions of inorganic and organic arsenic compounds via the leachate pathway from pretreated municipal waste materials: a landfill reactor study. **Environmental science & technology**, v. 43, n. 18, p. 7092-7097, 2009.

HUDSON, N.; BAKER, A.; REYNOLDS, D. Fluorescence analysis of dissolved organic matter in natural, waste and polluted waters—a review. **River research and applications**, v. 23, n. 6, p. 631-649, 2007.

HUO, S., XI, B., YU, H., HE, L., FAN, S., mc, H. Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages, **Journal of Environmental Sciences**, v.20, n. 4, p. 492-498, 2008.

HUR, J.; LEE, T.; LEE, B. Estimating the removal efficiency of refractory dissolved organic matter in wastewater treatment plants using a fluorescence technique. **Environmental technology**, v. 32, n. 16, p. 1843-1850, 2011.

I

LANI, T.; SCHULZ, E.; CHEFETZ, B. Interactions of organic compounds with wastewater dissolved organic matter. **Journal of environmental quality**, v. 34, n. 2, p. 552-562, 2005.

LEMOS, T. S. **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário em Lagoas de Estabilização: Estudo de Caso do Aterro de Cianorte-PR**. 109 f. Dissertação (Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento.) - Universidade Estadual de Londrina, 2015.

IMAI A., FUKUSHIMA T., MATSUSHIGE K., KIM Y.H. Fractionation and characterization of dissolved organic matter in a shallow eutrophic lake, its inflowing rivers, and other organic matter sources. **Water Research**, v. 35, p.4019–4028. 2001.

ISHII, S. KL; BOYER, T. H. Behavior of reoccurring PARAFAC components in fluorescent dissolved organic matter in natural and engineered systems: a critical review. **Environmental science & technology**, v. 46, n. 4, p. 2006-2017, 2012.

ISKANDER, S. M.; ZHAO, R.; PATHAK, A.; GUPTA, A.; PRUDEN, A.; NOVAK, J. T.; HE, Z. A review of landfill leachate induced ultraviolet quenching substances: Sources, characteristics, and treatment. **Water Research**, 145, 297-311, 2018.

JAYAWARDHANA, Y.; KUMARATHILAKA, P.; HERATH, I.; VITHANAGE, M. Municipal solid waste biochar for prevention of pollution from landfill leachate. In: **Environmental materials and waste**. p. 117-148. 2016.

JIN, P.; JIN, X.; BJERKELUND, V. A.; OSTERHUS, S. W.; WANG, X. C.; YANG, L. A study on the reactivity characteristics of dissolved effluent organic matter (EfOM) from municipal wastewater treatment plant during ozonation. **Water research**, v. 88, p. 643-652, 2016.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

KANG, K.H.; SHIN, H.S.; PARK, H. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. **Water Research**, v.36, n.16, p.4023- 4032, 2002.

KAWAHIGASHI, F.; MENDES, M.B.; JÚNIOR, V.G.A.; GOMES, V.H.; FERNANDES, F.; HIROOKA, E.Y.; KURODA, E.K. Post-treatment of landfill leachate with activated carbon. **Engenharia Sanitaria Ambiental**, v. 19, p. 235–244, 2014.

KELLY, H.G. Pilot Testing for Combined Treatment of Leachate from a Domestic Waste Landfill Site. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v.59, n.5, p.254-261, 1987.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A. CHRISTENSEN, T.H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. Critical Reviews. **Environmental Science and Technology**, v. 32, n.4, p.297-336, 2002.

KNAPIK, H. G. FERNANDES, C. V. S., DE AZEVEDO, J. C. R., DO AMARAL PORTO, M. F. Applicability of fluorescence and absorbance spectroscopy to estimate organic pollution in rivers. **Environmental engineering science**, v. 31, n. 12, p. 653-663, 2014.

KNAPIK, H. G. **Organic Matter Characterization and Modeling in Polluted Rivers for Water Quality Planning and Management**. 318 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2014.

KOZAK, C.; LEITHOLD, J.; AZEVEDO, J. C. R.; FERNANDES, C. V. S. **Fluorescence Excitation-Emission Matrixes Code - FEEMC 1.0**. Unregistered program computer, 2017.

KOZAK, C.; LEITHOLD, J.; KNAPIK, H. G ; BRAGA, S. M.; AZEVEDO, J. C. R.; FERNANDES, C. V. S. Fluorescence spectroscopy for organic matter differentiation in diffuse pollution events. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 22, 2017, Florianópolis - SC. ABRH, 2017.

KRAMER, R. D. **Avaliação do desempenho ambiental de uma ETE considerando a presença dos contaminantes emergentes**. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2016.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W.; CHAN, G.; SILLANPÄÄ, M. E. Biological processes for treatment of landfill leachate. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 12, n. 11, p. 2032-2047, 2010.

LANGE, L. C., ALVES, J. F., AMARAL, M. C. S., MELO JÚNIOR, W. R. D. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 175-183, 2006.

LAPA, T. M. **Avaliação da recirculação da fase líquida do regime de alimentação no reator anaeróbio, em escala piloto, operando em batelada sequenciais contendo biomassa imobilizada (ASBBR), aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. 187 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil, área de concentração Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

LEITE, V. D.; OLIVEIRA, A. G.; CAMPOS, A. R. C. ; SOUSA, J. T. ; LOPES, Wilton Silva ; OLIVEIRA, E. G. . Tratamento Conjugado de Lixiviado de Aterro Sanitário e Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização. **Revista DAE**, v. 65, p. 77-93, 2017.

LEITHOLD, J. **Variabilidade espacial e temporal da matéria orgânica no ecossistema aquático nas bacias hidrográficas do alto e médio Iguaçu**. 2017.

Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2017.

LEMA, J.M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment: A Review. **Water, Air, and Soil Pollution**, v.40, p.223-250, 1988.

LETTINGA, G. A. F. M.; VAN VELSEN, A. F. M.; HOBMA, S. W., DE ZEEUW, W.; KLAPWIJK, A. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. **Biotechnology and bioengineering**, v.4, n.22, 699 - 734, 1980.

LETTINGA, G. The anaerobic treatment approach towards a more sustainable and robust environmental protection. **Water Science and Technology**, v. 52, n. 1-2, p. 1-11, 2005.

LETTINGA, G.; ROERSMA, R.; GRIN, P. Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor. **Biotechnology and bioengineering**, v. 25, n. 7, p. 1701-1723, 1983.

LI, Z.; KECHEN, X.; YONGZHEN, P. Composition characterization and transformation mechanism of refractory dissolved organic matter from an ANAMMOX reactor fed with mature landfill leachate. **Bioresource technology**, v. 250, p. 413-421, 2018.

LIANG, Z.; LIU, J.; LI, J. Decomposition and mineralization of aquatic humic substances (AHS) in treating landfill leachate using the Anammox process. **Chemosphere**, v. 74, n. 10, p. 1315-1320, 2009.

LITAS, G. C. et al. The use of a submerged membrane batch reactor (SMBR) for co-treatment of landfill leachates and domestic wastewater. **Desalination and Water Treatments**, v. 39, n. 1-3, p. 284–290, 2012.

LIU, Z.; WU, W.; SHI, P.; GUO, J.; CHENG, J. Characterization of dissolved organic matter in landfill leachate during the combined treatment process of air stripping, Fenton, SBR and coagulation. **Waste management**, v. 41, p. 111-118, 2015.

LOBATO, L. C. S. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgotos domésticos**. Tese de Doutorado. UFMG – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte – MG, 2011.

LOUZADA, A. G.; SILVA, A. L. B.; LUBE, L. M.; GONÇALVES, R. F.; CASSINI, S. T. A. Avaliação da biodegradabilidade de lodos com condicionamento hidrolítico provenientes do sistema ETE-UFES. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Campo Grande, ABES, p. 1-7, 2005.

LOZADA, P. T. Impacto de la incorporación de lixiviados en el arranque de reactores anaerobios al tratar aguas residuales domésticas. **Ingeniería y Universidad**, v. 14, n. 2, p. 313-326, 2010.

LÜ, F.; ZHANG, H.; CHANG, C. H.; LEE, D. J.; HE, P. J.; SHAO, L. M.; SU, A. Dissolved organic matter and estrogenic potential of landfill leachate. **Chemosphere**, v. 72, n. 9, p. 1381-1386, 2008.

LU, X.Q.; MAIE, N.; HANNA, J.V.; CHILDERS, D.L.; JAFFE, R. LU, X. Q. et al. Molecular characterization of dissolved organic matter in freshwater wetlands of the Florida Everglades. **Water Research**, v. 37, n. 11, p. 2599-2606, 2003.

MAIA, S.I.; RESTREPO, J.J.B.; CASTILHOS JUNIOR, A.B.; FRANCO, D. Evaluation of the biological treatment of landfill leachate on a real scale in the Southern Region of Brazil. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 20, p. 665–675, 2015.

MAIZEL, A. C.; REMUCAL, C. K. The effect of advanced secondary municipal wastewater treatment on the molecular composition of dissolved organic matter. **Water research**, v. 122, p. 42-52, 2017.

MANNARINO, C. F., MOREIRA, J. C., FERREIRA, J. A., ARIAS, A. R. L. Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática. **Ciência Saúde Coletiva**, v. 18, n. 11, p. 3235-43, 2013.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER. Landfill leachate treatment using wetlands: experiences in Piraí municipality solid waste landfill and Gramacho metropolitan solid waste landfill. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 108-112, 2006.

MARQUES, E. V.; CARDOSO, F. K.; FONSECA, S. P. P.; AZEVEDO, S. G. Tratamento conjunto do líquido lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico no processo de lodos ativados convencional. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 10, Maceió – AL, 2010.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J. A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. **Chemosphere**, V.46, p. 851–858, 2002.

MARTINS, C. L.; FERNANDES, H.; COSTA, R. H. R. Landfill leachate treatment as measured by nitrogen transformations in stabilization ponds. **Bioresource technology**, v. 147, p. 562-568, 2013.

MATILAINEN, A.; VEPSÄLÄINEN, M.; SILLANPÄÄ, M.. Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: a review. **Advances in colloid and interface science**, v. 159, n. 2, p. 189-197, 2010.

MATTIAS, J. L.; CERETTA, C. A.; NESI, C. N.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E. E.; LOURENZI, C. R.; VIEIRA, R. C. B. Copper, zinc and manganese in soils of two

watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1445-1454, 2010.

McBEAN, E.A, ROVERS, F. A., FARQUHAR, G. J. **Solid Waste Landfill Engineering and Design**. Prentice Hall, New Jersey, 1995.

MCCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals. **Public works**, v. 95, n. 9, p. 107-112, 1964.

MCKNIGHT, D.M.; BOYER, E.W.; WESTERHOFF, P.K.; DORAN, P.T.; KULBE, T.; ANDERSEN, D.T. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. **Limnology Oceanography**, v. 46, p. 38 -48, 2011.

MESQUITA, D. P.; QUINTELAS, C.; AMARAL, A. L.; FERREIRA, E. C. Monitoring biological wastewater treatment processes: recent advances in spectroscopy applications. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v.16, n.3, p. 395 – 424, 2017

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: Hespanhol, I; Mierzwa, J. C. 5ª ed., Porto Alegre: AMGH, 2016.

METCALF, L; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment disposal reuse**. Revisão de George Tchobanoglous e Franklin Burton. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

MOHAMMAD-PAJOOH, E; WEICHHGREBE, D.; CUFF, G. Municipal landfill leachate characteristics and feasibility of retrofitting existing treatment systems with deammonification—A full scale survey. **Journal of environmental management**, v. 187, p. 354-364, 2017.

MOJIRI, A.; ZIYANG, L.; TAJUDDIN, R. M.; FARRAJI, H.; ALIFAR, N. Co-treatment of landfill leachate and municipal wastewater using the ZELIAC/zeolite constructed wetland system. **Journal of environmental management**, v. 166, p. 124-130, 2016.

MOODY, C. M.; TOWNSEND, T. G. A comparison of landfill leachates based on waste composition. **Waste Management**, v. 63, p. 267-274, 2017.

MORAIS, J. L.; ZAMORA, P. P. Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. **Journal of Hazardous Materials**, v. 123, p. 181-186, 2005.

MORAVIA, W. G., AMARAL, M. C., LANGE, L. C. Evaluation of landfill leachate treatment by advanced oxidative process by Fenton's reagent combined with membrane separation system. **Waste Management**, n:1, v. 33, p. 89 - 101, 2013.

MORAVIA, W. G.; AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; MARTINS, L. K. Estudo de diferentes métodos de partida de sistema de tratamento aeróbio para lixiviados de aterro sanitário estabilizado em escala de bancada. In:

Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, **Anais...** p. 1025-1030, 2007.

MÜLLER, G. T.; GIACOBBO, A.; CHIARAMONTE, E. A.; RODRIGUES, M. A. S.; MENEGUZZI, A.; BERNARDES, A. M. The effect of sanitary landfill leachate aging on the biological treatment and assessment of photoelectrooxidation as a pre-treatment process. **Waste management**, v. 36, p. 177-183, 2015.

MURPHY, K. R., HAMBLY, A., SINGH, S., HENDERSON, R. K., BAKER, A., STUETZ, R., & KHAN, S. J. Organic matter fluorescence in municipal water recycling schemes: toward a unified PARAFAC model. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 7, p. 2909 - 2916, 2011.

MUSIKAVONG, C.; WATTANACHIRA, S. Reduction of dissolved organic matter in terms of DOC, UV-254, SUVA and THMFP in industrial estate wastewater treated by stabilization ponds. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 134, n. 1-3, p. 489-497, 2007.

NASCENTES, A. L.; NASCIMENTO, M. M. P. do; COSTA BRASIL, F. da; CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico: Aspectos operacionais e microbiológicos. **Revista Eletrônica TECCEN**, v. 8, n. 1, p. 5 - 2, 2015.

NATARAJA, M.; QIN, Y.; SEAGREN, E. A. Ultraviolet spectrophotometry as an index parameter for estimating the biochemical oxygen demand of domestic wastewater. **Environmental Technology**, v. 27, n. 7, p. 789-800, 2007.

NAVEEN, B.P.; SIVAPULLAIAH, P.V.; SITHARAM, T.G. Effect of aging on the leachate characteristics from municipal solid waste landfill. **Japanese Geotechnical Society Special Publication**, n. 2, v. 56, p. 1940-1945, 2016.

NECZAD, E.; KACPRZAK, M.; LACH, J.; OKONIEWSKA, E. Effect of sonication on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR reactor. **Desalination**, v.204, n.1-3, p. 227-233. 2007.

NOYOLA, A.; PADILLA-RIVERA A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M. L.; GUERECA, L.P.; HERNANDEZ-PADILLA, F. Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America Clean – Soil, **Air, Water**, 40 (9), 926–932, 2012.

OLIVEIRA, E. G.; LEITE, V. E.; SILVA, R. B. DA; HENRIQUE, I.; BARROS, A. J. Tratamento anaeróbio e aeróbio de lixiviado de aterro sanitário. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica**, v. 8, n. 3, p. 360-371, 2015.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, n. 1, v.1, p. 37–56, 2011.

OLOIBIRI, V.; DE CONINCK, S.; CHYS, M.; DEMEESTERE, K.; VAN HULLE, S. W. Characterization of landfill leachate by EEM-PARAFAC-SOM during physical-

chemical treatment by coagulation-flocculation, activated carbon adsorption and ion exchange. **Chemosphere**, v. 186, p. 873-883, 2017.

ORHON, D.; ATES, E.; SOZEN, S.; UBAY COKGOR, E. Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters. **Environmental Pollution**, v. 95, n.2, p.191-204. 1997.

OWEN, W. F.; STUCKEY D. C. Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. **Water Research**, n. 13, p. 485-492, 1979.

PARANÁ. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Resolução Sema n. 021, de 30 de junho de 2009. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. **Diário Oficial do Estado do Paraná, Curitiba, PR**, 30 jun. 2009.

PARK, M. H.; LEE, T. H.; LEE, B. M.; HUR, J.; PARK, D. H. Spectroscopic and chromatographic characterization of wastewater organic matter from a biological treatment plant. **Sensors**, v. 10, n. 1, p. 254-265, 2009.

PENG, Yao. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. **Arabian Journal of Chemistry**, 2017.

PENNA, J. A. Estudo da metodologia do teste de atividade metanogênica específica. Tese de doutorado, Escola de Engenharia, USP-São Carlos, 1994.

PEURAVUORI, J.; PIHLAJA, K. Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances. **Analytica Chimica Acta**, v. 337, n. 2, p. 133-149, 1997.

POETSCH P. B.; KOETZ, P. R. Sistema de determinação da atividade metanogênica específica de lodos anaeróbios. **Agrociência**, v. 4, n. 3, p. 161-165, 1998.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. Atlanta: Georgia Institute of Technology, School of Civil Engineering, 1985.

PONS, M.; BONTÉ, S. L.; POTIER, O. Spectral analysis and fingerprinting for biomedica characterization. **Journal of Biotechnology**, v. 113, n. 1-3, p. 211-230, Sept. 2004.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. Sanitary Landfill Leachate: generation, control and treatment. **Lancaster. Technomic**, 339 p. 1994.

RAFIZUL, I. M.; ALAMGIR, M. Characterization and tropical seasonal variation of leachate: Results from landfill lysimeter studied. **Waste management**, v. 32, n. 11, p. 2080-2095, 2012.

RAMOS, P. C. A. **Tratamento conjugado de lixiviado com esgotos domésticos em reator UASB**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba. 2009.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of hazardous materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

REQUE, P. T. **Avaliação da biodegradabilidade de lixiviado de aterro sanitário consorciado com esgoto doméstico em um sistema biológico de tratamento de efluentes**. 2015. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2015.

REYNOLDS, D. M. Rapid and direct determination of tryptophan in water using synchronous fluorescence spectroscopy. **Water Research**, v. 37, n. 13, p. 3055-3060, 2003.

REYNOLDS, D. M.; AHMAD, S. R. Rapid and direct determination of wastewater BOD values using a fluorescence technique. **Water research**, v. 31, n. 8, p. 2012-2018, 1997.

RIETOW, J. C. **Avaliação do processo de arraste de amônia como pré-tratamento de lixiviado de aterro sanitário para codisposição em reatores anaeróbios tipo UASB tratando esgoto sanitário**, 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2018.

ROCHA, M. C. V. **Digestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário: em reator em bateladas sequenciais com bioaumento da microbiota autoimobilizada**. 64 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2011.

RODRIGUES, M.R. **Tratabilidade do lixiviado efluente da lagoa facultativa do aterro de Curitiba por lodos ativados**. 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2008.

ROSA, A.P.; LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; MARTINS, D. C. R. B.; MACIEL, F. M.; BORGES, J. M. Improving performance and operational control of UASB reactors via proper sludge and scum discharge routines. **Water Practice and Technology**, n. 7, v. 3, p. 11, 2012.

ROSS, B. Z. L. **Escuma de reatores anaeróbios tratando esgotos domésticos: produção, caracterização e disposição final**. Tese (Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) Universidade Federal do Paraná. 2015.

ROSS, B. Z. L.; POSSETTI, G. C. (ORG). **Tecnologias potenciais para o saneamento: disposição de lixiviado de aterro sanitário em reatores UASB**. SANEPAR, 2018.

SAADI, I.; BORISOVER, M.; ARMON, R.; LAOR, Y. Monitoring of effluent DOM biodegradation using fluorescence, UV and DOC measurements. **Chemosphere**, v. 63, n. 3, p. 530-539, 2006.

SAMWAYS, G. **Estratégias de Co-Processamento de Lodo Séptico em ETEs Empregando Reatores UASB**. 157 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2015.

SANEPAR. Companhia de Saneamento do Paraná, 2018.

SANTOS, A. F. M. S., **Tratamento anaeróbico de chorume em conjunto com esgoto sanitário**. 206 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2009.

SANTOS, A. S. P. **Aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em lagoas de estabilização**. 210 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – COOPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

SANTOS, D. S.; TESHIMA, E.; DIAS, S. M. F.; ARAÚJO, R. A.; SILVA, C. M. R. D. Efeito da secagem em leito nas características físico-químicas e microbiológicas de lodo de reator anaeróbico de fluxo ascendente usado no tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 22, n. 2, p. 341-349, 2017.

SENESI, N. Application of Electron Spin Resonance and Fluorescence Spectroscopies to the Study of Humic Substances. In: KUBAT, J. (Ed) Humus, its Structure And Role in Agriculture and Environment. Elsevier Science Publishers B.V. p. 11-26, 1992.

SHALINI, S. S.; KARTHIKEYAN, O.P.; JOSEPH, K. Biological stability of municipal solid waste from simulated landfills under tropical environment. **Bioresource Technology**, 101. p. 845-852. 2010.

SILVA, A. L. B.; ANDRADE, M. C. F. E.; LOUZADA, A. G.; CASSINI, S. T.; GONÇALVES, R. F. Comportamento da biomassa metanogênica de lodo de reator UASB tratando esgoto sanitário e lodo de descarte de biofiltros aerados submersos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Campo Grande. ABES, p. 1-6, 2005.

SILVA, F. B. **Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros Sanitários**. 118 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Universidade Federal do Rio de Janeiro – Escola de Química, Rio de Janeiro, 2009

SILVA, F. J. A.; LIMA, M. G. S.; MENDONÇA, L. A. R.; GOMES, M. J. T. L.. Septic Tank combined with anaerobic filter and conventional UASB—results from full scale plants. **Jornal Chemical Engineering**. n. 30, v. 1, p. 133–140, 2013.

SILVA, H. de O. F.; BISCARO, A. de F. V.; PASSOS, J. R. de S. Funções sigmoidais aplicadas na determinação da atividade metanogênica específica-AME. **Revista Brasileira de Biometria**, p. 141-150, 2010.

SILVA, M. E.; SANTOS, M.; BRÁS, I.. Characterization of wastewater from landfills-amount and type of humic substances extracted from leachate. **In: E3S Web of Conferences**. EDP Sciences, v. 80, p. 03002, 2019.

SILVA, R. B. da; LEITE, V. D. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio. **Revista DAE**, v. 63, p. 18-26, 2015.

SILVA, R. B.; OLIVEIRA, E. G.; OLIVEIRA, A. G.; ALBUQUERQUE, M. V. C.; LEITE, V. D. Reator UASB aplicado ao tratamento conjugado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário. In: Simpósio Internacional de qualidade ambiental, 2016, Porto Alegre. **Anais...Regulamentação Ambiental, Desenvolvimento e Inovação**, 2016.

SONG, Y. C.; WOO, J. H.; KWON, S. J.; KOH, S. C. Microbial activity and population SOUTO, G. B.; POVINELLI, J. Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil. **In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 24, 2007, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2007.

SOUTO, G. D. B. Lixiviado de Aterro Sanitários Brasileiros – **Estudo de remoção do Nitrogênio Amoniacal por processo de arraste com ar (“Stripping”)**. 371 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos - São Paulo. 2009.

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Vanderbilt: Archae Press., 1995.

SUN, W. L.; LIU, T. T.; CUI, F.; NI, J. R. Fluorescence evolution of leachates during treatment processes from two contrasting landfills. **Environmental technology**, v. 29, n. 10, p. 1119-1125, 2008.

TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). **Advances in Environmental Research**, v. 6, n. 3, p. 207-219, 2002.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL S. A. **Integrated solid waste management - engineering principles and management issues**. McGraw-Hill International Editions. 978p. 1993.

THOMAS, O.; THERAULAZ, F. Aggregate Organic Constituents. In: Thomas, O.; Burgess, C. (Editors) **UV-Visible Spectrophotometry of Water and Wastewater. Techniques and Instrumentation** in Analytical Chemistry, v 27. Elsevier, p. 89 -113, 2007.

TORRES, P.; RODRÍGUEZ J. A.; BARBA L. E.; MARMOLEJO, L. F.; PIZARRO, C. A. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors. **Water Science and Technology**. v. 60, n. 2, p. 491-495, 2009.

TRENTIN, C. V.; SOUZA FILHO, J. L. M. de. Possibilidade de utilização da irrigação com água residuária em torno das principais estações de tratamento de efluentes da Região Metropolitana de Curitiba, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 28, n. 2, p. 291-298, 2008.

TSUTIYA, M. T. Metais Pesados: O Principal Fator Limitante para O Uso Agrícola de Biossólidos das Estações de Tratamento de Esgotos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Manual:Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. EUA, 2000.

VALCKE, D.; VERSTRAETEWA. Practical method to estimate the acetoclastic methanogenic biomass in anaerobic sludges. **J Water Pollut Control Fed**, v. 55, p. 1191–1195, 1983.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbico de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994.

VANROLLEGHEM, Peter A.; LEE, Dae Sung. On-line monitoring equipment for wastewater treatment processes: state of the art. **Water Science and Technology**, v. 47, n. 2, p. 1-34, 2003.

VILLA, A. T. **Avaliação ambiental de qualidade da água do lago do parque Barigüi: potencial de poluição orgânica**. Dissertação (Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná. 2005.

VINADÉ, Maria Elisabeth do Canto; VINADÉ, Elsa Regina do Canto. Métodos espectroscópicos de análise quantitativa. **UFSM**, 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade da Água e ao Tratamento de Esgoto, Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2ª Ed. Belo Horizonte, 1996.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R. F. Lodo de esgotos: características e produção. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Ed.). **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: UFMG-Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Curitiba: Sanepar, 2001. p. 17-67, 2001.

WANG, Y. **Leachate management in the aftercare period of municipal waste landfills**. 117 f. PhD (Thesis), Aalto University, 2013

WEISHAAR, J.L., AIKEN, G.R., BERGAMASCHI, B.A., FRAM, M.S., FUJII, R., MOPPER, K., Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. **Environ. Sci. Technol.** 37 (20), 4702 – 4708., 2003.

WESTERHOFF, P.; ANNING, D. Concentrations and characteristics of organic carbon in surface water in Arizona: influence of urbanization. *Journal of hydrology*, v. 236, n. 3-4, p. 202-222, 2000.

XIE, Z; GUAN, W. Research on fluorescence spectroscopy characteristics of dissolved organic matter of landfill leachate in the rear part of three gorges reservoir. **Journal of Spectroscopy**, 2015.

XU, Z-Y.; ZENG, G. M.; YANG, Z-H; XIAO, Y.; CAO, M.; SUN, H.-S., JI, L.-L., CHEN, Y. Biological treatment of landfill leachate with the integration of partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and heterotrophic denitrification. **Bioresour Technol.**, v.101, p. 79-86, 2010.

YANG, L.; HUR, J.; ZHUANG, W. Occurrence and behaviors of fluorescence EEM-PARAFAC components in drinking water and wastewater treatment systems and their applications: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 9, p. 6500-6510, 2015.

YANGIN, C., YILMAZ, S., ALTINBAS, M., OZTURK, I. A new process for the combined treatment of municipal wastewaters and landfill leachates in coastal areas. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 8, p. 111 - 118, 2002.

YU, H., SONG, Y., TU, X., DU, E., LIU, R., PENG, J. Assessing removal efficiency of dissolved organic matter in wastewater treatment using fluorescence excitation emission matrices with parallel factor analysis and second derivative synchronous fluorescence. **Bioresour. Technol.** v. 144, p. 595 - 601. 2013.

YU, J.; ZHOU, S.; WANG, W. Combined treatment of domestic wastewater with landfill leachate by using A 2/O process. **Journal of hazardous materials**, v. 178, n. 1, p. 81-88, 2010.

YUNUS, A., SMALLMAN, D. J., STRINGFELLOW, A., BEAVEN, R., POWRIE, W. Leachate dissolved organic matter characterization using spectroscopic methods. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 1, n. 2, p. 78-87, 2011.

ZEEUW, W. **Acclimation of Anaerobic Sludge for UASB Reactor Start-up**. Ph.D. Thesis, Wageningen University, The Netherlands, 1984.

ZHANG, G; JIAO, Y.; LEE, D. Transformation of dissolved organic matters in landfill leachate–bioelectrochemical system. **Bioresource technology**, v. 191, p. 350-354, 2015.

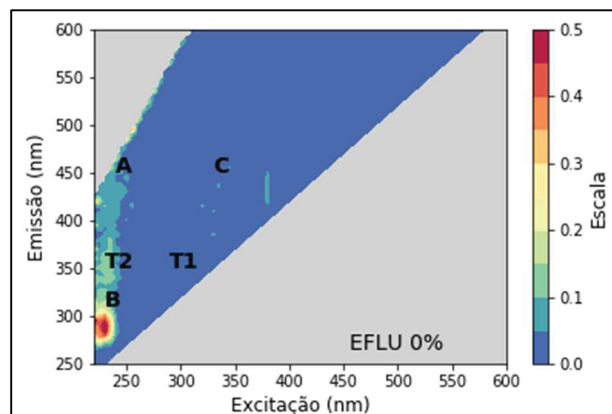
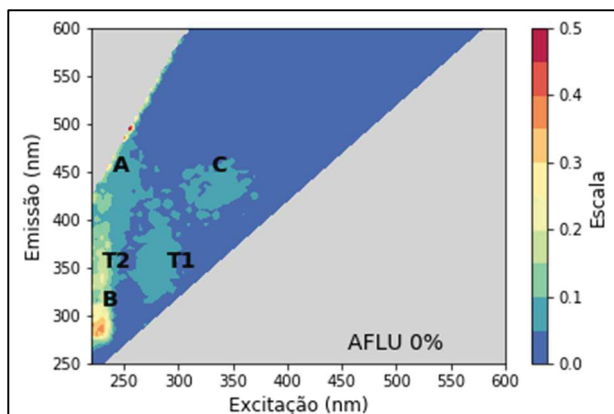
ZHAO, X.; WEI, X.; XIA, P.; LIU, H.; QU, J. Removal and transformation characterization of refractory components from biologically treated landfill leachate by

Fe²⁺/NaClO and Fenton oxidation. **Separation and Purification Technology**, v. 116, p. 107-113, 2013.

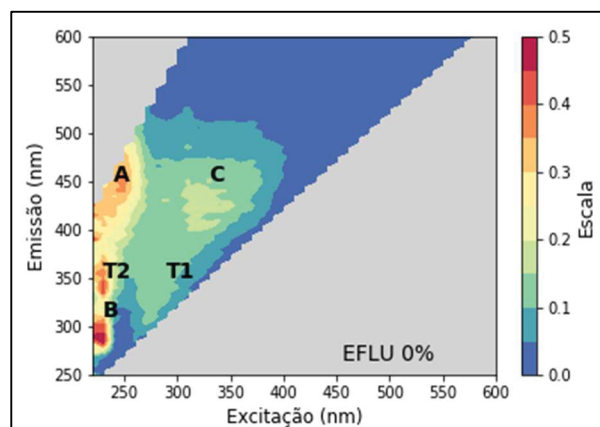
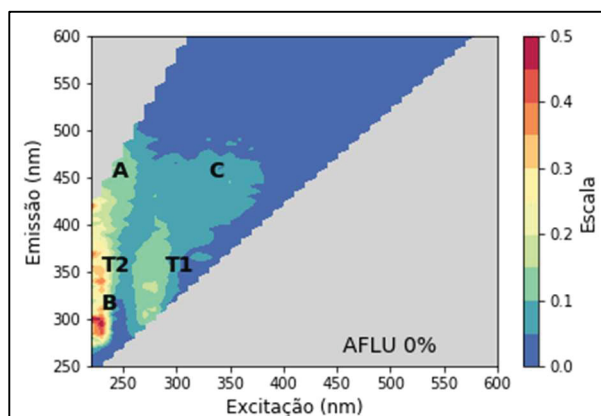
ZHOU, H.; QIU, G. Inhibitory effect of ammonia nitrogen on specific methanogenic activity of anaerobic granular sludge. **Journal of Central South University of Technology**, v 13, n. 1, p. 63-67, 2006.

**APÊNDICE 1 – . MATRIZ DE EMISSÃO-EXCITAÇÃO DE FLUORESCÊNCIA
DAS QUATRO ETAPAS, NAS AMOSTRAS AFLUENTE E EFLUENTE, DO
REATOR TIPO UASB.**

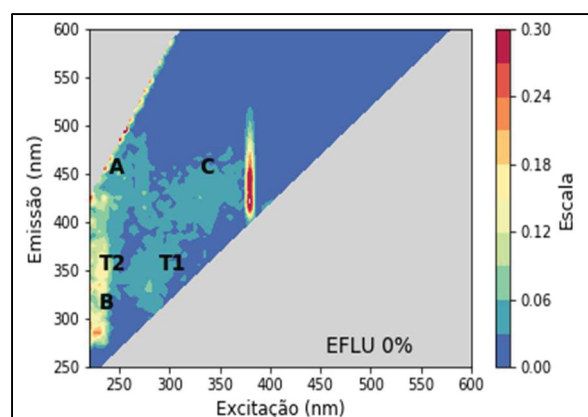
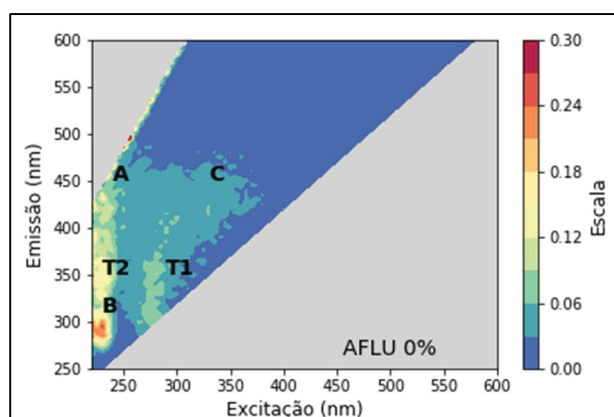
ETAPA 0%



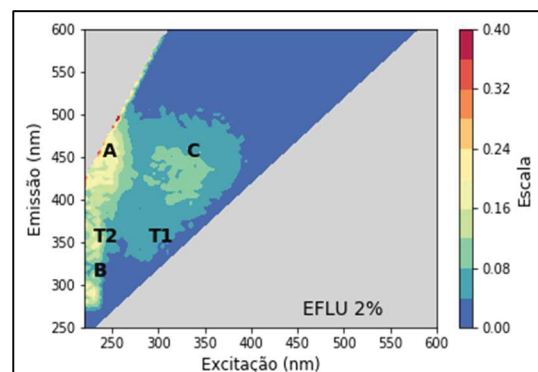
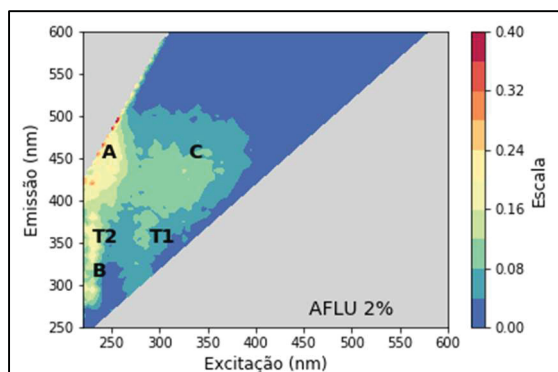
ETAPA 0%



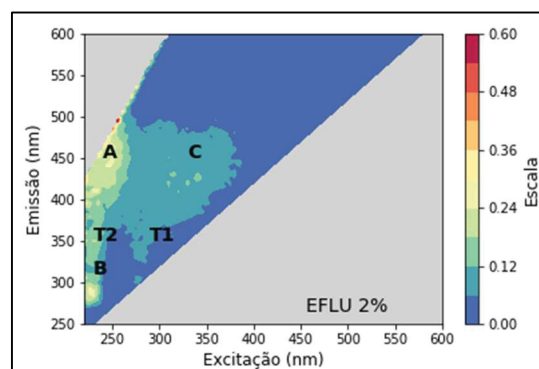
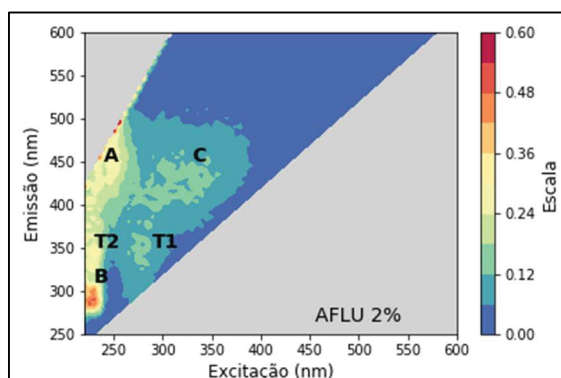
ETAPA 0%



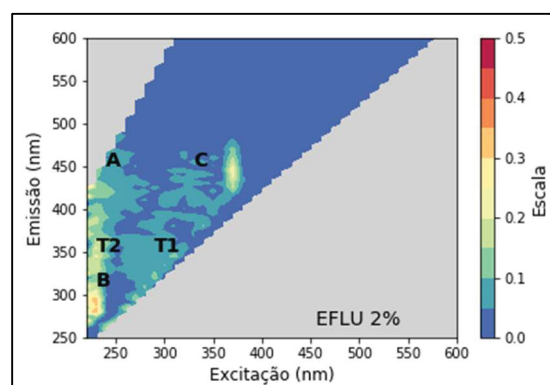
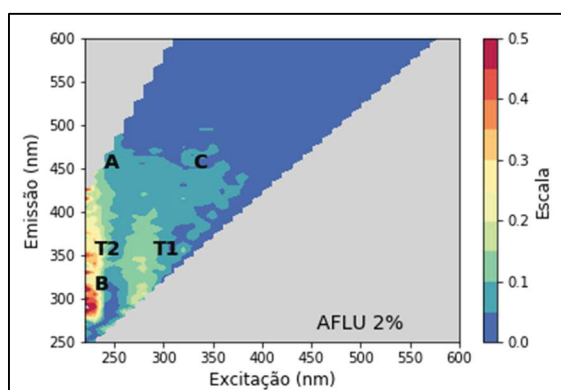
ETAPA 2%



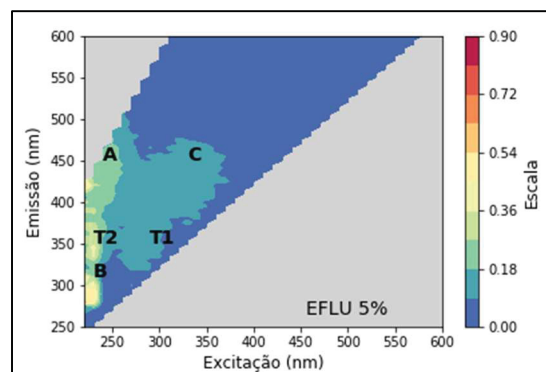
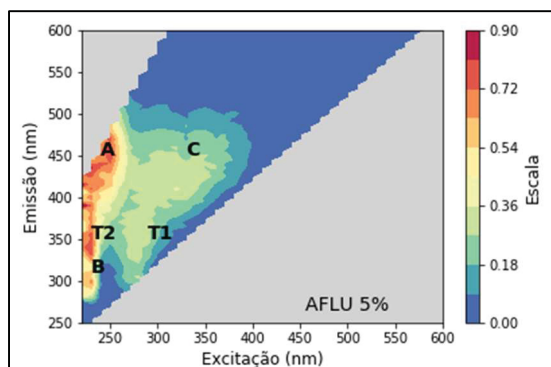
ETAPA 2%



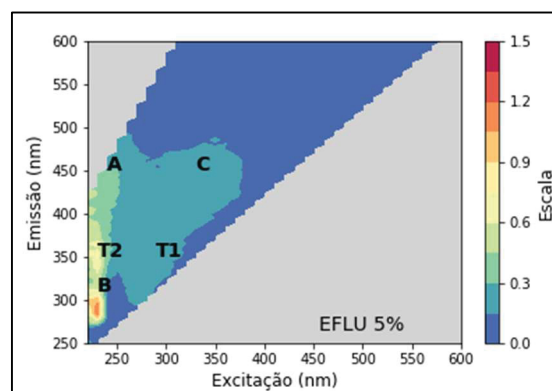
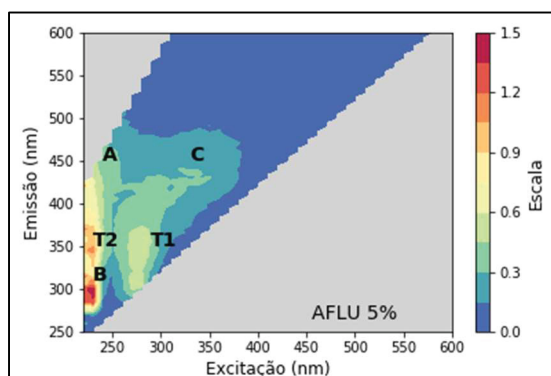
ETAPA 2%



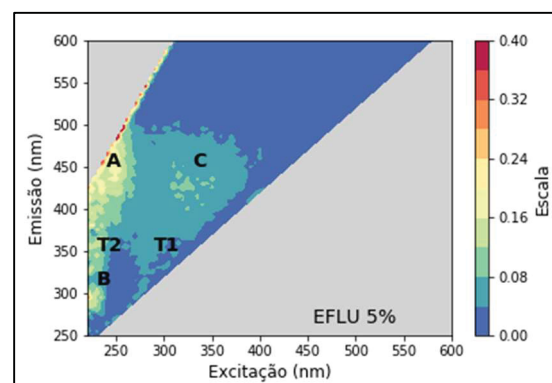
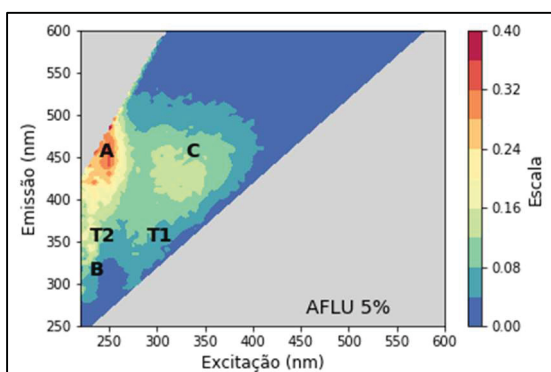
ETAPA 5%



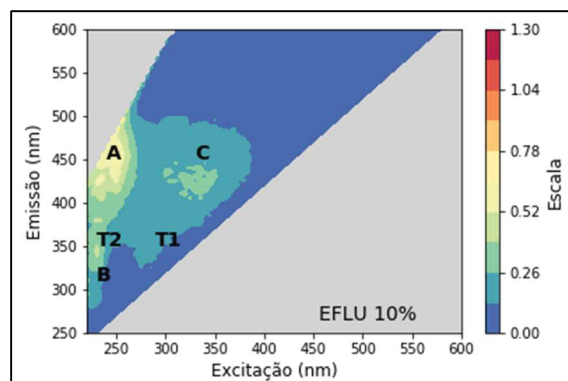
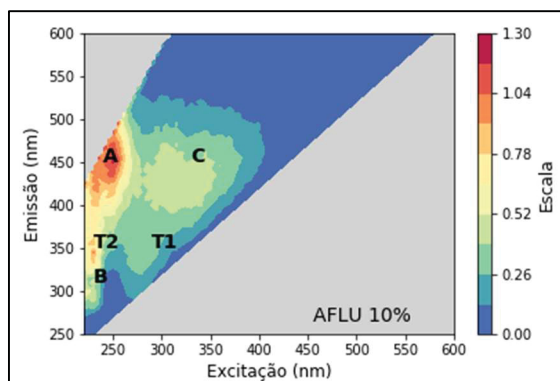
ETAPA 5%



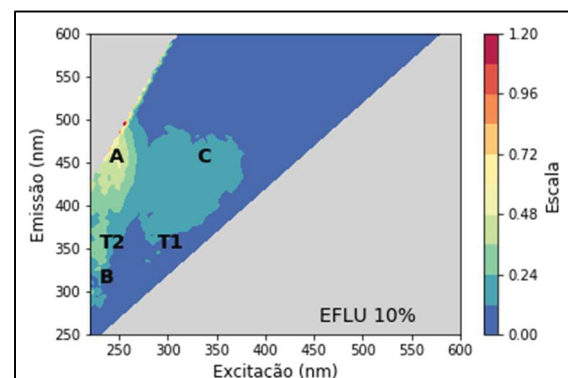
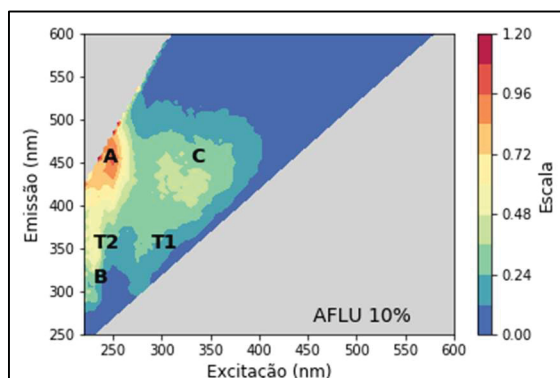
ETAPA 5%



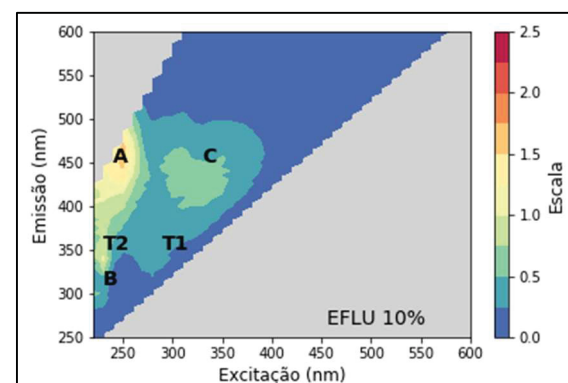
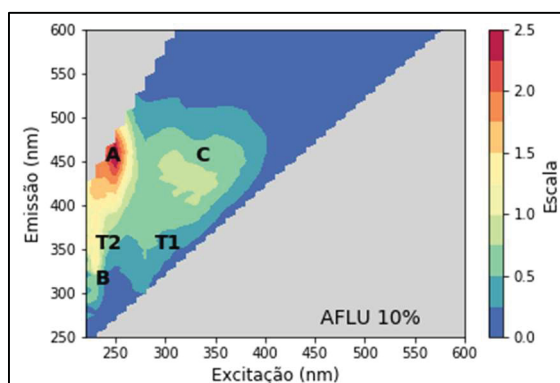
ETAPA 10%



ETAPA 10%



ETAPA 10%



APÊNDICE 2 – GRÁFICOS DE DISPERSÃO COM AS CORRELAÇÃO DE PEASON ENTRE AS BANDAS DA FLUORESCÊNCIA E OS PARÂMENTROS DOC, DQO E DBO, DAS AMOSTRAS DO REATOR UASB

